Étude environnementale n° 16

Phase III de l'étude des bassins à boues — Les modifications biologiques observées dans les terrains pergélisolés proches de chantiers de forage pétrolifères et gazéifères de l'extrême Nord

Programme des affaires du Nord

D.W. Smith

T.D.W. James
Département de botanique et génétique
Université de Guelph

Juin 1979

© Publié avec l'autorisation de
l'hon. John C. Munro, c.p., député,
ministre des Affaires indiennes
et du Nord canadien,
Ottawa, 1982
QS-8273-000-FF-A1
N° de catalogue: R71-19/16-1981F
ISBN 0-662-91049-4

Le présent rapport a été préparé aux termes d'un contrat relatif au programme de recherches sur l'utilisation des terres de l'Arctique, entrepris par la Division des études sur l'environnement, de la Direction de la protection de l'environnement du Nord, au Ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien.

Les opinions, conclusions et recommandations formulées dans le présent rapport sont celles des auteurs, et pas nécessairement celles du Ministère.

This publication is also available in English.

TABLE DES MATIÈRES

		Page
	LISTE DES TABLEAUX	iii
	LISTE DES FIGURES	v
	LISTE DES PLANCHES	viii
	REMERCIEMENTS	ix
	RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS	x
1.	INTRODUCTION	1
	1.1 Composition et fonction des fluides de forage	1
	1.2 Elimination des fluides de forage	3
	1.3 Pollution par les fluides de forage	5
2.	LE PROJET ALUR DE BASSINS A BOUES	7
	2.1 Objectifs de l'étude des bassins à boues de l'Extrême Nord	8
3.	GEOGRAPHIE ET VÉGÉTATION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE	9
4.	MÉTHODES DE LEVÉS	14
	4.1 Morcellement et cartographie	14
	4.2 Echantillonnage in situ et analyse en laboratoire	14
	4.3 Analyse des données	17
5.	RÉSULTATS DES LEVÉS EFFECTUÉS SUR LES CHANTIERS DE FORAGE	22
	5.1 Cape Fleetwood L-21	22
	5.1.1 Description du site et historique du puits	22
	5.1.2 Profondeur du mollisol	23
	5.1.3 Concentration ionique du sol	23
	5.1.4 pH du sol	33
	5.1.5 Concentration ionique des eaux de surface	33
	5.1.6 Distribution de la végétation	36
	5.1.7 Concentration ionique des plantes	39
	5.2 Bent Horn N-72	42
	5.2.1 Description du site et historique du puits	42
	5.2.2 Profondeur du mollisol	43
	5.2.3 Concentration ionique du sol	43
	5.2.4 pH du sol	53
	5.2.5 Concentration ionique des eaux de surface	56
	5.2.6 Distribution de la végétation	56
	5.2.7 Concentration ionique des plantes	57

5.3 Charles Point G-07 62
5.3.1 Description du site et historique du puits 62
5.3.2 Profondeur du mollisol 63
5.3.3 Concentration ionique du sol 63
5.3.4 pH du sol 75
5.3.5 Concentration ionique des eaux de surface 75
5.3.6 Distribution de la végétation 76
5.3.7 Concentration ionique des plantes 81

5.4 Robert Harbour K-07 84
5.4.1 Description du site et historique du puits 84
5.4.2 Profondeur du mollisol 85
5.4.3 Concentration ionique du sol 85
5.4.4 pH du sol 97
5.4.5 Concentration ionique des eaux de surface 97
5.4.6 Distribution de la végétation 100
5.4.7 Concentration ionique des plantes 102

5.5 Apollo C-73 106
5.5.1 Description du site et historique du puits 106
5.5.2 Profondeur du mollisol 111
5.5.3 Concentration ionique du sol 111
5.5.4 pH du sol 117
5.5.5 Distribution de la végétation 117
5.5.6 Concentration ionique des plantes 120

5.6 Chads Creek B-64 125
5.6.1 Profondeur du site et historique du puits 125
5.6.2 Profondeur du mollisol 126
5.6.3 Concentration ionique du sol 126
5.6.4 pH du sol 136
5.6.5 Concentration ionique des eaux de surface 137
5.6.6 Distribution de la végétation 140
5.6.7 Concentration ionique des plantes 143

6. DISCUSSION 145
6.1 Causes du déversement de fluides de forage et de la contamination chimique du terrain 145
6.2 Contamination du sol par les fluides de forage 147
6.3 Effets des fluides de forage sur la végétation 151
6.4 Dommages causés au sol et à la végétation par le passage de véhicules 156
6.5 Perturbations du sol et de la végétation par une couverture de sol 158
6.6 Etendue et principales causes des dommages subis par la végétation 159
6.7 Remise en état des sites perturbés 161

7. RÉFÉRENCES 164

LISTE DES TABLEAUX

		PAGE
1.	Quantités totales de solides rejetées dans le bassin à boues de forage de Cape Fleetwood L-21 sur l'île Cameron.	24
2.	Concentrations moyennes (avec erreurs-types) de cations et chlorures extractibles du sol à Cape Fleetwood L-21.	28
3.	pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Cape Fleetwood L-21.	34
4.	Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Cape Fleetwood L-21.	37
5.	Concentrations (mg/100 g) de potassium, de sodium, de chrome, de zinc et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Cape Fleetwood L-21.	40
6.	Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de Bent Horn N-72.	44
7.	Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Bent Horn N-72.	49
8.	pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Bent Horn N-72.	54
9.	Concentration ionique des eaux stagnantes à Bent Horn N-72.	56
10.	Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Bent Horn N-72.	58
11.	Concentrations (mg/100 g) de potassium, de sodium, de zinc et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Bent Horn N-72.	60
12.	Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de forage de Charles Point G-07.	65
13.	Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Charles Point G-07.	69
14.	pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Charles Point G-07.	77
15.	Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Charles Point G-07.	79

16. Concentrations (mg/100 g) de sodium, de zinc, de plomb et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Charles Point G-07. 82

17. Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de forage de Robert Harbour K-07. 86

18. Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Robert Harbour K-07. 90

19. pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Robert Harbour K-07. 98

20. Concentration ionique des eaux stagnantes (S) et courantes (F) à Robert Harbour K-07. 100

21. Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Robert Harbour K-07. 101

22. Concentrations (mg/100 g) de sodium, de plomb et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Robert Harbour K-07. 104

23. Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de forage d'Apollo C-73. 109

24. Concentrations moyennes (avec erreurs-types) de cations et chlorures extractibles du sol à Apollo C-73. 113

25. pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Apollo C-73. 118

26. Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Apollo C-73. 121

27. Concentrations (mg/100 g) de potassium, de sodium et de chlorures totaux chez les espèces végétales d'Apollo C-73. 123

28. Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de forage de Chads Creek B-64. 128

29. Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Chads Creek B-64. 132

30. pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Chads Creek B-64. 138

31. Concentration ionique des eaux stagnantes à Chads Creek B-64. 140

32. Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Chads Creek B-64. 141

33. Concentrations (mg/100 g) de potassium, de sodium, et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Chads Creek B-64. 144

LISTE DES FIGURES

		PAGE
1.	Carte de la région étudiée.	
1a.	Chantiers de forage de l'île Cameron, T.N.-O., où ont été effectués des échantillonnages.	10
1b.	Chantiers de forage de l'île Melville, T.N.-O., où ont été effectués des échantillonnages.	11
2.	Modèle de grille d'échantillonnage.	12
3.	Topographie de Cape Fleetwood L-21.	16
4.	Profondeur du mollisol à Cape Fleetwood L-21.	25
5.	Concentrations de potassium dans le sol à Cape Fleetwood L-21.	26
6.	Concentrations de sodium dans le sol à Cape Fleetwood L-21.	30
7.	Concentrations de baryum dans le sol à Cape Fleetwood L-21.	31
8.	Concentrations de chlorures dans le sol à Cape Fleetwood L-21.	32
9.	pH du sol à Cape Fleetwood L-21.	35
10.	Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Cape Fleetwood L-21.	38
11.	Topographie de Bent Horn N-72.	46
12.	Profondeur du mollisol à Bent Horn N-72.	47
13.	Concentrations de potassium dans le sol à Bent Horn N-72.	50
14.	Concentrations de sodium dans le sol à Bent Horn N-72.	51
15.	Concentrations de chlorures dans le sol à Bent Horn N-72.	52
16.	pH du sol à Bent Horn N-72.	55
17.	Carte des classes de perturbation de communautés (CD) à Bent Horn N-72.	59

18. Topographie de Charles Point G-07. 66

19. Profondeur du mollisol à Charles Point G-07. 67

20. Concentrations de potassium dans le sol à Charles Point G-07. 70

21. Concentrations de sodium dans le sol à Charles Point G-07. 71

22. Concentrations de cuivre dans le sol à Charles Point G-07. 72

23. Concentrations de zinc dans le sol à Charles Point G-07. 73

24. Concentrations de chlorures dans le sol à Charles Point G-07. 74

25. pH du sol à Charles Point G-07. 78

26. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Charles Point G-07. 80

27. Topographie de Robert Harbour K-07. 87

28. Profondeur du mollisol à Robert Harbour K-07. 88

29. Concentrations de potassium dans le sol à Robert Harbour K-07. 91

30. Concentrations de sodium dans le sol à Robert Harbour K-07. 92

31. Concentrations de baryum dans le sol à Robert Harbour K-07. 93

32. Concentrations de manganèse dans le sol à Robert Harbour K-07. 94

33. Concentrations de chlorures dans le sol à Robert Harbour K-07. 95

34. pH du sol à Robert Harbour K-07. 99

35. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Robert Harbour K-07. 103

36. Topographie d'Apollo C-73. 110

37. Concentrations de sodium dans le sol à Apollo C-73. 114

38. Concentrations de baryum dans le sol à Apollo C-73. 115

39. Concentrations de chlorures dans le sol à Apollo C-73. 116

40. pH du sol à Apollo C-73. 119

41. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Apollo C-73. 122

42. Topographie de Chads Creek B-64. 129

43. Profondeur du mollisol à Chads Creek B-64. 130

44. Concentrations de sodium dans le sol à Chads Creek B-64. 133

45. Concentrations de manganèse dans le sol à Chads Creek B-64. 134

46. Concentrations de chlorures dans le sol à Chads Creek B-64. 135

47. pH du sol à Chads Creek B-64. 139

48. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Chads Creek B-64. 142

LISTE DES PLANCHES

1. Vue aérienne de Cape Fleetwood L-21.
   Brèche dans la berme d'un bassin à boues à Cape Fleetwood L-21. 21

2. Affaissement d'un remblai de gravier à Bent Horn N-72.
   Accumulation de matière organique et de végétaux morts rejetés par le passage de véhicules à Bent Horn N-72. 45

3. Vue aérienne de Charles Point G-07.
   Remblai de gravier grossier à Charles Point G-07 bordant la berme du bassin à boues. 64

4. Vue aérienne de Robert Harbour K-07.
   Déversement en surface de boues de forage près de la tête de puits à Robert Harbour K-07. 83

5. Vue aérienne de Apollo C-73.
   Déversement en surface de boues de forage à Apollo C-73.
   Maigre couverture végétale limitée au bord de polygones dans une zone non perturbée, à Apollo C-73. 107-108

6. Vue aérienne de Chads Creek B-64.
   Ravin entaillant les bassins à boues à Chads Creek B-64. 127

REMERCIEMENTS

Le projet ALUR d'étude des bassins à boues est financé par la Arctic Petroleum Operator's Association (Association des exploitants du pétrole de l'Arctique) à Calgary (projet APOA 132). Nous sommes extrêmement reconnaissants à Panarctic Oils Ltée de son appui et de sa collaboration; cette compagnie nous a facilité l'accès aux chantiers de forage de l'Extrême Nord, logés sur place lorsque nécessaire, fourni du matériel et offert les services du personnel installé sur place, et enfin, permis d'utiliser quelques-unes des photographies publiées dans le présent rapport. Nous remercions en particulier R.G.S. Currie et Mme. S. Jones de Panarctic Oils Ltée et le personnel de Panarctic installé à Rea Point, Bent Horn et Sophie Point en 1977.

Les auteurs désirent mentionner l'aide apportée par N. Howlett lors de l'échantillonnage effectué dans l'Extrême Nord. Pour les travaux de laboratoire, nous avons été aidés par Mme. B. Webb, Mme. M. Hadley et C. Powter de l'Université de Guelph. Mme. B. Webb et C. Powter ont aussi contribué à la préparation finale du présent rapport.

Nous désirons tout particulièrement remercier le docteur G.A. Yarranton, qui, occupant alors le poste de chef de la Division des études environnementales aux Affaires indiennes et du Nord, a appuyé financièrement et techniquement cette étude, et facilité sa préparation et son exécution.

Nous sommes aussi reconnaissants au docteur H.M. French de nous avoir fourni son appui et donné des conseils précieux pendant les diverses phases de cette étude.

RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS

Sur chacun des six chantiers de forage de l'Extrême Nord, la contamination chimique des sols et de la végétation par le déversement de fluides de forage était évidente. Le sodium, le potassium et les chlorures étaient les principaux contaminants inorganiques du sol. Les taux disponibles de sodium et de potassium étaient plus élevés que les taux de fond sur de grandes étendues à proximité des bassins à boues, mais ne dépassaient pas les limites de phytotoxicité. Les chlorures disponibles, présents à des taux élevés, occupaient une distribution de même étendue, et localement, dépassaient les limites de phytotoxicité.

Dans les zones contaminées, les plantes accumulaient des concentrations plus élevées de sodium, potassium et chlorures que dans les zones non perturbées. Cependant, on n'a pas observé de dommages évidents causés par le sel, par exemple la décoloration et la chute des feuilles.

En certains sites, à proximité des bassins à boues, le sol était contaminé par des métaux lourds, mais les taux disponibles étaient faibles. Ces ions, par exemple le zinc, le cuivre et le chrome, n'atteignaient pas des concentrations phytotoxiques, et ne semblaient pas avoir d'incidence visible sur la végétation.

L'empoisonnement par des fluides de forage explique probablement en partie la disparition des plantes près des bassins à boues et la réduction du nombre et de l'abondance des espèces plus en aval. Cependant, on n'a pu formuler de conclusions définitives pour deux raisons: 1) on ne pouvait distinguer la toxicité chimique des effets de perturbations physiques, auxquels elle était généralement associée; et 2) on ne disposait pas de données décrivant le sol et la végétation avant qu'ils ne soient endommagés par les travaux de forage.

La contamination du terrain n'était pas une conséquence d'une mauvaise performance du bassin à boues. L'importante dispersion des produits chimiques utilisés dans les forages résultait principalement des processus de lixiviation et d'érosion, favorisés par la construction des bassins à boues sur des parties hautes de pentes, ou à proximité. Comme autres causes de contamination, citons le remplissage excessif des bassins, les mélanges de déchets rejetés dans les bassins et de matériaux de remblai, et le déversement accidentel d'additifs des boues, à proximité des colonnes de forage.

Les recommandations que nous formulons sont fondées sur le principe que les bassins à boues sont un moyen efficace de contenir les déchets de forage dans l'Extrême Nord, mais que la majorité des problèmes de contamination du terrain peuvent être éliminés ou au moins atténués. Ces recommandations ne sont pas classées suivant un ordre d'importance relative.

1) On doit continuer à utiliser des bassins à boues pour y déverser les déchets de forage dans l'Extrême Nord.

Les fluides de forage se congèlent rapidement in situ dans l'Extrême Nord, et les bassins sont un moyen efficace de retenir les déchets. La contamination chimique du terrain dans les sites étudiés ne résultait pas d'un mauvaise performance des bassins, mais surtout d'un mauvais choix de l'emplacement de ceux-ci, de problèmes de forage, et de la restauration du site des bassins.

2) On ne doit pas établir les bassins à boues sur des pentes ou des élévations de terrain très proches des pentes. On doit les établir dans des dépressions naturelles peu profondes.

Les bassins étaient placés sur des hauteurs sur tous les chantiers de forage étudiés et sur certains autres; par exemple à Cape Fleetwood L-21, ils étaient établis sur des pentes. Ainsi, les déchets de forage ou les remblais du bassin contaminés par des produits chimiques étaient largement dispersés par l'écoulement des eaux de fonte des neiges le long des pentes. Dans de nombreux cas, si l'on avait placé le bassin à 80 ou 100 m de là, il aurait occupé un terrain uniforme et plat, moins exposé au ruissellement et à l'érosion le long des pentes. L'idéal serait de choisir une petite dépression proche de l'installation de forage. Ceci permettrait de réduire le nombre de bassins à construire, et de mieux retenir les déchets de forage et le remblai, et aussi de moins perturber le terrain.

3) On ne doit choisir l'emplacement du bassin qu'après une inspection du site en dehors de la période d'enneignement du sol.

Lorsqu'on veut placer le bassin dans une dépression naturelle, on doit inspecter le site avant d'effectuer les travaux de forage, lorsque le sol n'est pas recouvert de neige. Les photographies aériennes nous informent en partie de l'état du site, mais on ne peut évaluer que par une visite sur place les variables qui influencent le choix d'un site favorable pour la construction d'un bassin à boues.

4) On doit prélever des échantillons de fluides résiduaires aux points de déversement des déchets dans les bassins à boues, et les analyser avant les travaux de remblayage.

Chaque semaine, on doit prélever des échantillons et les mettre dans des bouteilles de plastique d'un litre, tout au cours des forages, et aussi lorsque de grandes quantités de fluide sont déversées au moment de la vidange des boues et dès la complétion du puits. Le dosage des ions doit porter sur les taux disponibles de Na, K, Cl et des métaux lourds souvent présents dans les additifs des boues, par exemple Zn, Cu et Cr. La compagnie pétrolière doit se charger de l'échantillonnage et de l'analyse. Les résultats doivent être communiqués à l'organisme de réglementation.

Avant le remblayage, en estimant la concentration de produits chimiques dans le bassin à boues, on pourrait évaluer la toxicité éventuelle pour les biomes environnants, d'un déversement effectué pendant ou après la restauration du site du bassin à boues. Il est difficile d'obtenir un échantillon représentatif des fluides de forage, en raison de la grande hétérogénéité du contenu du bassin. En hiver, lorsque les fluides de forage se congèlent rapidement après leur déversement, il est difficile de poursuivre les échantillonnages. Il serait nécessaire de les répéter aux points de déversement de fluides dans le bassin.

5) On doit davantage veiller à éviter le renversement de sacs de produits chimiques de forage. Si cela se produit, les produits chimiques et le sol superficiel contaminé doivent être immédiatement tranportés dans le bassin à boues.

En renversant des sacs de produits chimiques de forage, on risque de créer une source de contaminants phytotoxiques. Les effets toxiques locaux peuvent être sérieux, si l'on ne débarrasse pas le terrain des produits renversés, et une contamination plus étendue peut se produire, si ces produits sont entraînés par les eaux de fonte des neiges. Près des bassins de Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64, on a vu des sacs renversés de produits chimiques de forage.

6) On doit davantage veiller à éviter de renverser des fluides au niveau des têtes de puits. Si cela se produit, les boues de forage déposées en surface et le sol contaminé doivent être transportés dans le bassin avant le remblayage de celui-ci.

Le déversement à la surface du sol de boues résiduaires, au niveau de la tête du puits, peut provoquer une contamination importante des zones situées en aval des pentes, comme à Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64.

7) Le ministère des Affaires indiennes et du Nord doit exiger une meilleure planification, lors des travaux initiaux de construction des bassins, et des situations où l'on doit prolonger les forages. On doit consulter des agents du gouvernement sur les mesures à prendre, lorsqu'on doit manipuler des quantités de fluide plus importantes que prévues, pour éviter le débordement des bassins à boues.

L'étalement en surface des fluides de forage, dû au débordement des bassins à boues, provoque une contamination chimique importante des terrains environnants, comme cela s'est produit à Chads Creek B-64. L'environnement peut être sérieusement endommagé, en particulier si l'on construit des digues pour retenir les fluides qui se sont déversés, ou si l'on construit des bassins supplémentaires. Il y a débordement des fluides de forage lorsque les dimensions du bassin sont trop petites pour une opération donnée, ou si le puits de forage est plus profond que prévu initialement.

8) On doit éviter d'agrandir les bassins utilisés ou de construire des bassins supplémentaires pendant les activités de forage, et l'on ne doit en aucune circonstance effectuer ces travaux lorsque la surface du sol est dégelée.

On doit envisager le transport des fluides de forage excédentaires dans les bassins proches en cours d'utilisation. On ne doit construire des bassins supplémentaires qu'en accord avec des agents du ministère des Affaires indiennes et du Nord.

L'agrandissement du bassin initial ou la construction de bassins supplémentaires provoque une perturbation considérable du terrain (en particulier lorsque la surface du sol est dégelée), un mélange des fluides contenus dans le bassin avec les matériaux de couverture et une dispersion des fluides de forage dans la toundra. Les effets néfastes de la construction d'un bassin secondaire pendant la saison chaude sont très visibles à Chads Creek B-64.

9) On doit davantage veiller à éviter de mélanger, pendant le remblayage, le contenu du bassin à boues avec les matériaux de couverture. On ne doit compléter le remplissage des bassins à boues qu'après la congélation complète du contenu.

Pendant le remblayage, le soulèvement des fluides encore non gelés que contient le bassin, peut provoquer un important débordement de ceux-ci et la contamination chimique des terrains environnants.

Pendant le remblayage du bassin, le mélange des déchets déversés dans le bassin et des matériaux de remblai peut provoquer une contamination chimique du terrain. Au printemps, la fonte du remblai contaminé, combinée à l'écoulement, peut provoquer un dissémination importante des produits chimiques de forage. Il semble que ce phénomène explique les taux élevés de contaminants de fluides de forage dans le sol, en contrebas de bassins situés à Cape Fleetwood L-21 et Robert Harbour K-07.

10) On doit combler les bassins remblayés, pour éviter l'affaissement ultérieur des matériaux de remblai.

Ceci est particulièrement important, lorsqu'on doit placer les bassins en des entroits où ils sont exposés à l'érosion en nappes ou en ravins. On doit éviter si possible d'utiliser du sable fin ou des matériaux fins pour remblayer les bassins. Quand on ne peut procéder autrement, l'addition d'une couverture de gravier grossier aide à éviter l'écoulement en nappes des matériaux de couverture le long des pentes.

Les eaux de fonte des neiges circulant à travers les bassins remblayés peuvent amener et déposer des matériaux de remblai en contrebas. En même temps que se produit la descente des matériaux érodés, a lieu la contamination par des produits chimiques potentiellement toxiques. Les effets combinés de l'enfouissement et de la contamination chimiques peuvent entraîner la mort de grandes étendues de végétation.

On a surtout observé l'enfouissement de la végétation par des matériaux de couverture, puis la mort de cette végétation, là où du sable fin a été utilisé pour remblayer les bassins, par exemple à Cape Fleetwood L-21 et Robert Harbour K-07. L'enfouissement de la végétation par ces matériaux n'a pas été un problème dans des sites tels que Bent Horn N-72, Charles Point G-07 et Apollo C-73, où l'on a utilisé des graviers grossiers et de la roche broyée comme matériaux de remblai.

11) : Dans les déserts polaires, les basses-terres argileuses et les prairies arctiques humides, on doit totalement contrôler le déversement des fluides de forage, pour définir la réponse de la végétation de l'Extrême Nord aux produits chimiques de forage déposés dans le sol en l'absence de perturbations mécaniques du sol.

A chaque endroit on doit utiliser les procédés suivants:

a) recueillir des données sur le sol et la végétation avant de déverser des boues;

b) reproduire le déversement des fluides de forage (boues plus liquide surnageant) utilisés dans l'Extrême Nord, où la gamme des concentrations des contaminants courants Na, K et Cl est large (il est impossible d'utiliser un fluide "typique", étant donné l'hétérogénéité des fluides de forage);

c) reproduire le déversement des liquides surnageants à partir des fluides de forage utilisés dans (b) (l'emploi d'un liquide surnageant permet de mesurer la toxicité chimique, sans produire les effets complexes de l'enfouissement des végétaux par la boue; de plus, le surnageant est dispersé sur une plus grande étendue que les boues de forage; et les études effectuées dans le Grand Nord indiquent qu'il est la cause essentielle des dommages chimiques subis par la végétation sur les chantiers de forage);

d) reproduire les déversements de fluides de forage en été et en hiver;

e) faire l'analyse chimique détaillée des fluides répandus;

f) faire des études contrôlées de l'environnement, en laboratoire, pour définir les causes de mortalité des végétaux;

g) effectuer des mesures relatives au sol et à la végétation dans les zones expérimentales, à cinq ans d'intervalle au moins (la réponse initiale des plantes à la contamination chimique peut être rapide, mais la période de récupération devrait être longue, en raison de la lente croissance de la plupart des espèces végétales de l'Extrême Nord; un échantillonnage effectué tous les cinq ans permettrait d'évaluer la vitesse de recolonisation du terrain, la vitesse de décomposition des débris végétaux enrichis en ions absorbés à partir du sol contaminé, et la vitesse de lixiviation des matériaux toxiques contenus dans le sol).

12) On doit limiter autant que possible la circulation de véhicules à chenilles sur des terrains proches des bassins à boues, lorsque la surface du sol est gelée, et l'interdire, lorsque la surface du sol est dégelée.

Les agents du ministère des Affaires indiennes et du Nord et le personnel de la compagnie doivent inspecter le terrain et élaborer sur place des directives concernant le déplacement des véhicules. Ces directives doivent tenir compte des caractéristiques du terrain, du sol et de la végétation et des exigences imposées par les forages sur chaque chantier. Dans les zones de végétation de prairie arctique, on doit rigoureusement appliquer les restrictions concernant la circulation des véhicules, comme à Bent Horn N-72, et sur les sols argileux à couvert végétal abondant, comme à Chads Creek B-64.

Le passage de véhicules à chenilles était une importante source de perturbations du sol et de la végétation. Les effets néfastes allaient d'une corrasion légère de la surface du sol, à l'épaississement du mollisol, à la subsidence du sol par réchauffement et au ravinement, comme à Chads Creek B-64. Dans chacun des six chantiers de forage, on voyait nettement les dégâts causés à la végétation écrasée ou arrachée. En général, les dommages causés au sol et à la végétation par le passage des voitures étaient plus sérieux que les effets chimiques visibles du déversement des fluides de forage.

13) Le remblayage des bassins à boues et la restauration des sites doivent assurer une recolonisation naturelle du terrain par la végétation.

Par exemple, la disposition en terrasses des matériaux de remblai suivant les contours topographiques, au-dessus du bassin à boues et des zones adjacentes perturbées, permettrait de créer divers microsites où s'établiraient les végétaux. On doit éviter d'employer des procédés de restauration du site aboutissant à la formation d'une surface aride de remblai tassé, défavorable à la végétation (comme observé à Cape Fleetwood L-21 et Robert Harbour K-07).

La recolonisation naturelle par des espèces arctiques endémiques est lente; cependant, plusieurs végétaux présentaient un ensemble de caractéristiques désirables. Ils sont parmi les premiers colonisateurs des sols dérangés physiquement, et tolèrent mieux des conditions salines; ce sont par exemple Alopecurus alpinus, Oxyria digyna, Luzula ssp. et Papaver radicatum. Des espèces stolonifères comme Alopecurus alpinus et Luzula ssp. étaient particulièrement bien représentées parmi les premières plantes colonisatrices, dans les sols fortement perturbés, bordant les bassins à boues.

1 INTRODUCTION

Dans le nord du Canada, l'un des principaux problèmes écologiques que rencontre l'industrie du pétrole est l'incidence des déchets industriels sur les écosystèmes naturels. Les problèmes apparaissent pendant la phase d'exploration du gaz et du pétrole, et se manifestent pendant toutes les phases d'exploitation et de raffinage. Actuellement, nos connaissances de l'impact sur l'environnement des déchets de forage sont plutôt limitées. A cela s'ajoutent les problèmes déjà ardus de la formulation de directives appropriées, relatives à la manipulation et à l'élimination des déchets.

1.1 Composition et fonction des fluides de forage:

Les fluides de forage sont généralement composés d'eau et de divers constituants solides des boues. L'eau est la phase fluide uniforme utilisée dans le Nord.

Le fluide de forage sert principalement à chasser les débris solides de forage de la base du puits. On effectue cette opération en pompant le fluide de forage le long du train de tiges jusqu'au fond du puits et jusqu'au trépan. Le fluide recueille les débris, puis remonte le long de l'espace annulaire entourant les tiges de forage jusqu'aux bacs de surface et au système de traitement des fluides. Après enlèvement des débris, le fluide est remis en circulation. Le fluide de forage sert aussi à refroidir et lubrifier le trépan, à consolider les parois du trou, à contrôler les pressions de formation élevées, à soutenir le train de tiges et le tubage, et à transmettre la puissance hydraulique au trépan. Dans le nord, les puits terrestres, dont la profondeur moyenne est 3 049 m, produisent environ 3,64 millions de litres (23 000 barils) de fluides résiduaires (Bryant et Hrudey 1976).

Ci-dessous, sont énumérés les principaux constituants des boues de forage couramment utilisées dans l'Arctique (Bryant et al. 1976, donnent une liste complète des constituants les plus communs des boues, et de leurs fonctions):

Trou superficiel (moins de 914,6 mètres - pergélisol)
- bentonite (argile montmorillonitique)
- potasse (chlorure de potassium)
- polymère X-C (polymère xanthane)
- soude caustique (hydroxyde de soude)

Trou intermédiaire (914,6 mètres jusqu'au toit de la zone de pressions anormales)
- bentonite
- baryte (sulfate de baryum)
- polymère X-C
- soude caustique

Fond du sondage (au-delà de 2 439 mètres)
- baryte
- bentonite
- lignosulfonates (composés organiques contenant du ferrochrome)
- soude caustique

Ces additifs des boues contiennent généralement un grand nombre d'ions métalliques. Les analyses effectuées par Imperial Oil Ltée, Canmar Drilling Ltée, et Panarctic Oils Ltée indiquent que les divers produits qu'ils utilisent dans le Grand Nord pour les forages contiennent les concentrations approximatives suivantes de métaux extractibles:

Fe - jusqu'à 47 600 mg/l
Zn - jusqu'à 3 750 mg/l
Pb - jusqu'à 1 650 mg/l
Cd - moins de 0,5 mg/l à 17 mg/l
Cr - 0,9 mg/l à 4,0 mg/l
Cu - 91 mg/l
Hg - 0,01 mg/l à 22 mg/l
As - 0,3 mg/l à 32 mg/l

Dans cette liste, fournie par Environnement Canada (mémorandum du Service de la protection de l'environnnement, juin 1977), ne figurent ni les produits chimiques testés ni les techniques d'extraction utilisées.

La composition chimique initiale des fluides de forage peut fortement se modifier, du fait de l'addition naturelle de débris rocheux, lorsque le trépan traverse diverses strates. D'autres modifications chimiques ont lieu au fur et à mesure du vieillissement des fluides. Le produit résiduaire final est un mélange complexe de composés contenant des boues de forage modifiées, divers bactéricides organiques servant à ralentir le décomposition des boues et des détergents servant à nettoyer la colonne de forage.

D'un puits à l'autre, les concentrations des fluides de forage en métaux lourds varient suivant l'état du sous-sol et les divers additifs des boues utilisées. Généralement, les concentrations de cadmium et de cuivre dissous se situent au-dessous de 0,05 mg/l dans les échantillons de boues provenant du nord (Beak 1974a). Beak (1974a, 1974b) a constaté que les concentrations de plomb dissous étaient inférieures à 0,25 mg/l dans les fluides résiduaires des boues. Bryant et al. (1974) ont constaté que les concentrations de ce métal étaient inférieures à 0,12 mg/l dans les échantillons provenant de bassins à boues actuellement utilisés.

Il semble que les lignosulfonates et les barytes soient les sources les plus probables de zinc, de chrome et de fer dans les fluides résiduaires. Dans un lignosulfonate (Peltex), les concentrations de chrome et de fer sont d'environ 17 000 mg/kg et 40 000 mg/kg respectivement (Beak 1974b). Dans les barytes, la concentration de fer peut atteindre 39 000 mg/kg (Beak 1974b). On a aussi identifié les barytes comme la principale source de concentrations anormalement élevées en mercure (10 ppm) et cadmium (20 ppm), décelées dans certains fluides résiduaires (mémorandum du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, 23 novembre 1977).

Le KCl est le principal additif composé de potasse et de chlorure et la soude caustique, la principale source de sodium.

1.2 Elimination des fluides de forage:

Dans l'Extrême Nord, les fluides de forage résiduaires sont rejetés dans des bassins à boues. D'après les permis d'utilisation des terres émis conformément au Règlement sur l'utilisation des terres territoriales de l'Arctique, les fluides de forage doivent être totalement confinés dans des bassins à boues au-dessous du niveau du sol, et les bassins doivent être remblayés après la congélation de leur contenu.

French (1978a, 1978b) a décrit en détail quelques-uns des problèmes topographiques et écologiques associés aux bassins à boues. Ils sont résumés brièvement ici.

Un groupe de problèmes concerne les effets thermiques des fluides des bassins à boues sur le pergélisol environnant. Sur le pourtour d'un bassin à boues, le pergélisol peut fondre partiellement, en particulier si le bassin n'est pas couvert pendant l'été ou pendant des opérations de forage effectuées en été. De sérieux problèmes peuvent surgir, si le pergélisol encaissant est riche en glace. Les bassins peuvent considérablement s'agrandir par affaissement des parois.

Dans certains cas, lors du creusement des bassins, sont exposés des coins de glace ou des lentilles de glace contenus dans le pergélisol. Par conséquent, des fluides pourraient s'échapper par fusion préférentielle, le long des coins de glace. La vitesse de ravinement et d'érosion régressive associée à ce type de fonte peut être élevée.

La présence de grandes quantités de glace dans le sol peut poser des problèmes lors du creusement du sol. Généralement, le bassin est creusé au moyen de charges explosives, les matériaux fragmentés étant retirés au moyen d'engins de terrassement. La présence de grandes quantités de glace dans le sol, par exemple, de coins de glace ou de structures massives formées par la glace, contribue à réduire l'efficacité du tirage, la glace et le sol minéral ayant des propriétés élastiques différentes. Ainsi, le bassin initial risque d'être plus petit que prévu, par conséquent les liquides de forage peuvent déborder, et la construction d'un bassin additionnel pourrait s'avérer nécessaire.

L'ensemble le plus courant de problèmes, concerne le remblayage du bassin et la restauration du site. Dans l'Extrême Nord, habituellement, on utilise comme terre de remblayage les matériaux prélevés au bassin lui-même, que l'on accumule d'un côté du bassin pendant la construction de celui-ci. On entreprend la restauration du site en hiver, lorsque le déplacement de véhicules lourds sur le sol gelé cause relativement peu de dommages. Lorsque le bassin n'a pas été couvert et que l'on poursuit les forages pendant l'été, on n'essaie généralement pas d'effectuer le remblayage avant le milieu ou la fin de l'hiver, époque à laquelle les fluides que contient le bassin sont suffisamment gelés pour supporter les terrains de couverture. Généralement, le remblai recouvrant le bassin a la forme d'un dôme, ce qui permet de compenser tout affaissement. Un certain nombre de problèmes spécifiques ont été identifiés par French (1978a):

1) "L'effet de volcan" qui a lieu pendant le remblayage du bassin, lorsque les fluides de forage ne sont pas suffisamment gelés. La surface gelée cède sous le poids des terrains de couverture, ce qui permet aux fluides non gelés, que contient le bassin, de remonter à la surface.

2) Le tassement du remblai et l'effondrement des parois du bassin. Ceci se produit généralement lorsque de la neige ou de la glace sont incorporées au remblai (et fondent pendant l'été), et qu'il y a infiltration d'eau dans le bassin.

3) Un remblayage insuffisant, lorsque fond la glace incorporée aux matériaux de remplissage, et que diminue ainsi le volume de matériaux solides. La dépression qui s'ensuit permet la formation d'une masse d'eau stagnante au-dessus du bassin, laquelle se comporte comme un "réservoir de chaleur".

4) La fuite des fluides de forage. Celle-ci peut se produire, lorsque fondent les lentilles de glace contenues dans les parois du bassin, ou lorsque le bassin contient trop de remblai, ce qui favorise des suintements à travers le mollisol.

5) Un mauvais choix de l'emplacement géographique. Par exemple, l'établissement de bassins à l'intérieur ou à proximité immédiate du lit d'un cours d'eau, où l'érosion des parois du bassin (bermes ou banquettes) et la fuite des fluides se produiront probablement.

6) Des perturbations importantes du terrain. Ceci se produit généralement pendant les opérations de forage conduites en été, sur la toundra riche en glace et à couvert végétal abondant. Ceci se produit aussi lorsqu'il faut contruire des bassins supplémentaires ou que l'on rencontre des problèmes techniques pendant le forage.

1.3 Pollution par les fluides de forage:

Jusqu'à présent, les études réalisées concernent principalement les effets de l'infiltration des fluides de forage sur les eaux de surface et souterraines, et sur les perturbations générales du terrain associées aux opérations de forage. French (1976, 1978a, 1978b) a décrit en détail les perturbations du terrain liées aux opérations de forage dans l'Extrême Nord et le Grand Nord.

Hrudey et al. (1976) ont étudié la pollution des eaux souterraines et de surface par les fluides de forage échappés de bassins abandonnés, dans les Territoires du Nord-Ouest. Ces chercheurs ont tiré un certain nombre de conclusions, basées sur l'évaluation de six bassins à boues:

1) Les méthodes actuelles de récupération des bassins favorisent généralement la formation d'une dépression au-dessus de ceux-ci, en raison de l'affaissement du terrain, suivi de la formation de mares superficielles.

2) Les étendues naturelles d'eau, situées dans un rayon de quelques centaines de mètres à partir des bassins, sont généralement contaminées par les produits chimiques que contiennent les boues de forage. Pourtant, les lacs et cours d'eau proches sont généralement libres de contaminants.

3) Entre 7,6 m et 0,2 m des bassins, les eaux souterraines sont habituellement polluées par les produits chimiques contenus dans les boues, ce qui indique qu'il y a eu lessivage. Cependant, l'absence d'un gradient hydraulique significatif empêche habituellement tout déplacement important des petits volumes des fluides de lixiviation que contiennent les bassins.

4) Les zones proches des appareils dans lesquels circulent les boues, sont exposées à des déversements pouvant couvrir quelques mètres carrés à plusieurs centaines de mètres carrés.

5) Les quantités de fluides s'échappant de la plupart des bassins à boues provoquent un faible degré de pollution des eaux. Cependant, si des produits rémanents et fortement toxiques sont placés dans un bassin, ils réapparaissent dans ces eaux d'infiltration. Même en concentrations relativement faibles, ils pourraient à long terme créer des risques pour l'environnement, par accumulation dans les écosystèmes.

6) Si l'on emploie des procédés efficaces de récupération des sites, en particulier la disposition en dômes des matériaux recouvrant les bassins, la plupart des fluides de forage resteront à l'état gelé dans le pergélisol.

Jusqu'à présent, on a réuni très peu d'information détaillée sur les conséquences des problèmes occasionnés par les bassins à boues, ou les conséquences d'une construction bien conçue des bassins à boues et d'une restauration du terrain, pour les sols et les végétation de l'Arctique canadien. Bryant et al. (1976) ont formulé cette remarque générale: "La contamination de l'environnement par les métaux lourds (venant des fluides des bassins à boues) peut affecter les organismes vivants des manières suivantes:

1) En exerçant des effets léthaux ou subléthaux, qui perturbent les fonctions vitales des divers organismes présents.

2) En modifiant la composition des espèces, dans les communautés d'organismes occupant le secteur général de déversement des effluents, ce qui peut provoquer d'autres perturbations écologiques.

3) Aux niveaux trophiques élevés, en créant des concentrations léthales de métaux lourds, par accumulation et concentration de ceux-ci dans la chaîne alimentaire; il en résulte une plus grande répartition des métaux, et par conséquent, la contamination d'animaux jusque-là à l'abri."

Cependant, il est encore très difficile de quantifier l'incidence de la pollution par les fluides de forage sur les environnements terrestres de l'Arctique.

Bryant et al. (1976) ont constaté que, excepté les tas de débris ramenés des forages, les chantiers de forage semblent être recolonisés naturellement par la végétation, bien que lentement, en raison de la courte saison de croissance et donc de la lenteur du développement des végétaux dans l'Arctique.

Bohun (1974) n'a observé aucune végétation sur les tas de débris de forage, et a suggéré que ceci venait de l'absence d'éléments nutritifs disponibles, plutôt que de la toxicité des déchets. On a aussi noté l'absence de végétation sur les bords des bassins à boues (Bohun 1974), et sur toute la superficie de certains chantiers de forage. Bohun (1974) n'a cependant observé aucun effet toxique durable sur la végétation terrestre associée aux bassins à boues.

On a rassemblé l'information sur les réactions de certaines communautés végétales vis-à-vis de perturbations, par exemple du roulage de véhicules le long de lignes sismiques, dans l'Extrême Nord (Babb et Bliss 1974). Jones et al. (1976) ont établi une liste des concentrations de métaux lourds chez certaines plantes de la toundra.

2 LE PROJET ALUR DE BASSINS A BOUES

Le principal objectif du projet Alur de bassins à boues est de fournir des informations écologiques et géotechniques sur la construction et l'utilisation de bassins à boues, et sur la restauration ultérieure des sites, dans divers types de terrains et de pergélisol. Un objectif secondaire est d'évaluer les autres méthodes d'élimination des fluides de forage résiduaires, en particulier les déversements directs dans les zones de toundra. Un troisième objectif à long terme consiste à évaluer l'efficacité des Règlements sur l'utilisation des terres de l'Arctique, dans la mesure où ceux-ci traitent du forage des puits de gaz et de pétrole dans le pergélisol, et de l'élimination des fluides de forage.

Le projet a été réalisé en quatre phases.

La première phase a été complétée pendant les étés 1976 et 1977. Des chantiers de forage anciens et actuels, situés dans l'Extrême Nord et le Grand Nord, établis à diverses époques, et situés dans divers terrains et divers types de pergélisol, ont été étudiés. Dans cette étude, on se proposait d'identifier les raisons de la bonne ou de la mauvaise performance des bassins à boues, de mettre au point des études de cas, de documenter les problèmes posés par les bassins à boues, et d'identifier les localités où il aurait été préférable de faire des forages sans employer de bassins à boues. Les résultats de ces recherches ont été cités par French (1978a).

La seconde phase du projet, complétée pendant l'hiver 1976-1977, consistait à explorer deux bassins au moyen d'instruments, pour enregistrer les variations thermiques et géomorphiques associées à l'utilisation des bassins, puis à la restauration, et enfin à l'abandon du site. Ce qui nous intéressait spécialement était de déterminer: a) l'influence des fluides contenus dans les bassins sur les régimes thermiques du pergélisol; b) si les fluides contenus dans les bassins gèlent sur place, et le temps qu'ils mettraient à geler; et c) la nature et l'étendue de tout phénomène thermokarstique qui pourrait se produire. Un bassin, situé par le chantier de forage Bent Horn I-01 de Panarctic Oils Ltée sur l'île Cameron, a été ainsi exploré en novembre 1976 au moyen d'appareils enregistreurs. Un second, le bassin Ogruknang M-31 de la Gulf Canada Ltée, situé sur les collines Caribou dans le delta du Mackenzie, a été exploré de la même manière en avril 1977. La surveillance de ces deux chantiers s'est poursuivie pendant l'été 1978. Les résultats de cette phase du projet ont été décrits en détail par French et Smith (1979).

La troisième phase traitait de la mise au point de modèles numériques de simulation, illustrant les effets thermiques des fluides des bassins à boues sur le pergélisol encaissant. On a comparé les résultats obtenus sur ces modèles aux données in situ, fournies par l'exploration des sites au moyen d'appareils enregistreurs (French et Smith 1979).

Dans la quatrième phase du projet, il s'agissait de considérer la toxicité et les effets sur la végétation des fluides de forage résiduaires. Dans l'Extrême Nord et le delta du Mackenzie, on a visité un certain nombre d'anciens chantiers pendant l'été 1977, pour y étudier l'incidence sur l'environnement des fuites de fluides de forage, et établir des études de cas. On a poursuivi en 1978 l'observation des anciens chantiers situés dans le delta du Mackenzie.

Le présent rapport ne traite que de la quatrième phase du projet, en particulier de l'étude de six chantiers de forage, que l'on visite à la mi-juillet 1977. Sur ces chantiers situés sur les îles Cameron et Melville, tous les forages ont été effectués par la Panarctic Oils Ltée. Dans un rapport ultérieur, on exposera en détail les résultats des études de bassins à boues, entreprises dans le delta du Mackenzie.

2.1 Objectifs de l'étude des bassins à boues de l'Extrême Nord:

On a étudié les bassins à boues abondonnés de l'Extrême Nord:

1) Pour documenter les modifications du sol et de la végétation, sous l'effet des déversements des déchets de forage dans les bassins à boues.

2) Pour établir un lien entre les modifications de la végétation et les perturbations physiques du terrain, les variables abiotiques et topographiques locales importantes, et surtout les propriétés toxiques des fluides de forage.

3) Pour identifier, lorsque cela est possible, les causes de la nocivité des déchets de forage, et l'évolution de ceux-ci après le déversement des fluides de forage.

Dans l'ensemble, le but de la recherche était de fournir de l'information, de façon à ce que, par une gestion correcte, on puisse réduire au maximum les effets nocifs des déversements de déchets de forage, et accélérer la vitesse de récupétation des terrains et de la végétation endommagés.

3 GÉOGRAPHIE ET VÉGÉTATION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

La zone couverte par cette étude comprenait les îles Melville et Cameron, situées au centre de l'archipel Arctique canadien (figures 1, 1a et 1b).

Dans cette région, le climat est soumis à des influences maritimes, excepté à l'intérieur des îles les plus grandes, comme l'île Melville, où le climat a un caractère plus continental. Pendant la période de croissance de la végétation, les températures sont basses, en raison de la latitude élevée et du refroidissement par l'océan qui est en grand partie gelé. Les précipitations sont légères (5 à 20 cm par an).

L'Archipel arctique canadien est en majeure partie composé de sédiments soulevés Silurien à Tertiaire (Commission géologique du Canada 1969). Le long de la marge nord-ouest, on rencontre les alluvions quaternaires et le drift de la plaine côtière arctique.

Les caractéristiques des sols de l'Extrême Nord résultent de l'action du gel et de la présence du pergélisol qui réduit le drainage et modifie le déplacement vertical de l'eau dans le sol. D'autres facteurs d'importance sont la salinisation du sol, l'érosion éolienne, et en particulier, la rareté de la couverture végétale d'où provient la matière organique (Tedrow 1966, 1968). La grande abondance du calcaire ou d'autres sédiments carbonatés explique la prédominance des roches alcalines en de nombreux endroits.

Dans la région, la plupart des sols ne sont que des sédiments ou des colluvions faiblement altérés in situ. Les profils de sol sont faiblement développés, et les matériaux parentaux peuvent exercer une influence profonde sur le caractère des communautés végétales.

Dans l'Extrême Nord la pauvreté de la couverture végétale n'exerce qu'une très faible influence sur le déroulement des processus géomorphiques. Les cours d'eau formés par la fonte des neiges annuelle de printemps contiennent très souvent de grandes quantités de matériaux fins, arrachés par l'érosion éolienne et l'érosion en nappes, ou amenés par les coulées de boue fréquentes le long de leurs rives.

Le terme de "désert polaire" introduit par Polunin (1960) s'applique à la majeure partie de l'Extrême Nord, excepté au petit nombre de sites favorables au développment d'une prairie de toundra. Lorsque le relief est faible, comme sur l'île Cameron, la très étroite gamme de variations de l'habitat ne peut accommoder qu'une diversité d'espèces proportionnellement faible. La ségrégation des communautés est souvent réduite, les effets interspécifiques étant légers dans les régions où le couvert végétal est réduit (Babb et Bliss 1974). Selon les variables abiotiques, un certain nombre d'espèces peuvent former un grand nombre d'associations lâches. Dans l'Extrême Nord, la végétation peut présenter une microstructure très variable, en particulier dans les régions où le microrelief est bosselé, et où s'exerce la fissuration par le gel.

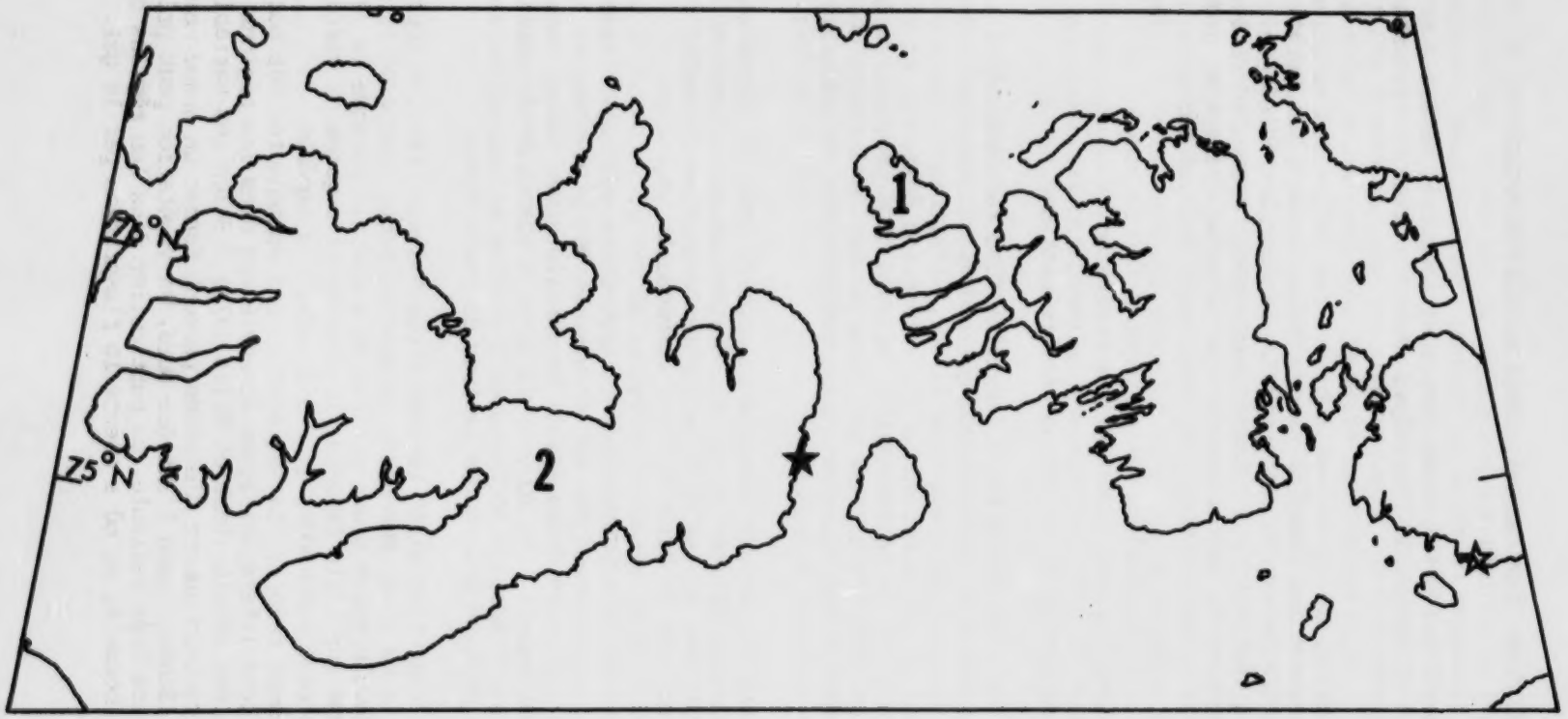


Figure 1. Carte de la région étudiée

1. Cape Fleetwood L-21
2. Bent Horn N-72
3. Charles Point G-07
4. Robert Harbour K-07

Figure 1a. Chantiers de forage de l'île Cameron, T. du N.-O., où ont été effectués des échantillonnages

5. Apollo C-73
6. Chad's Creek B-64

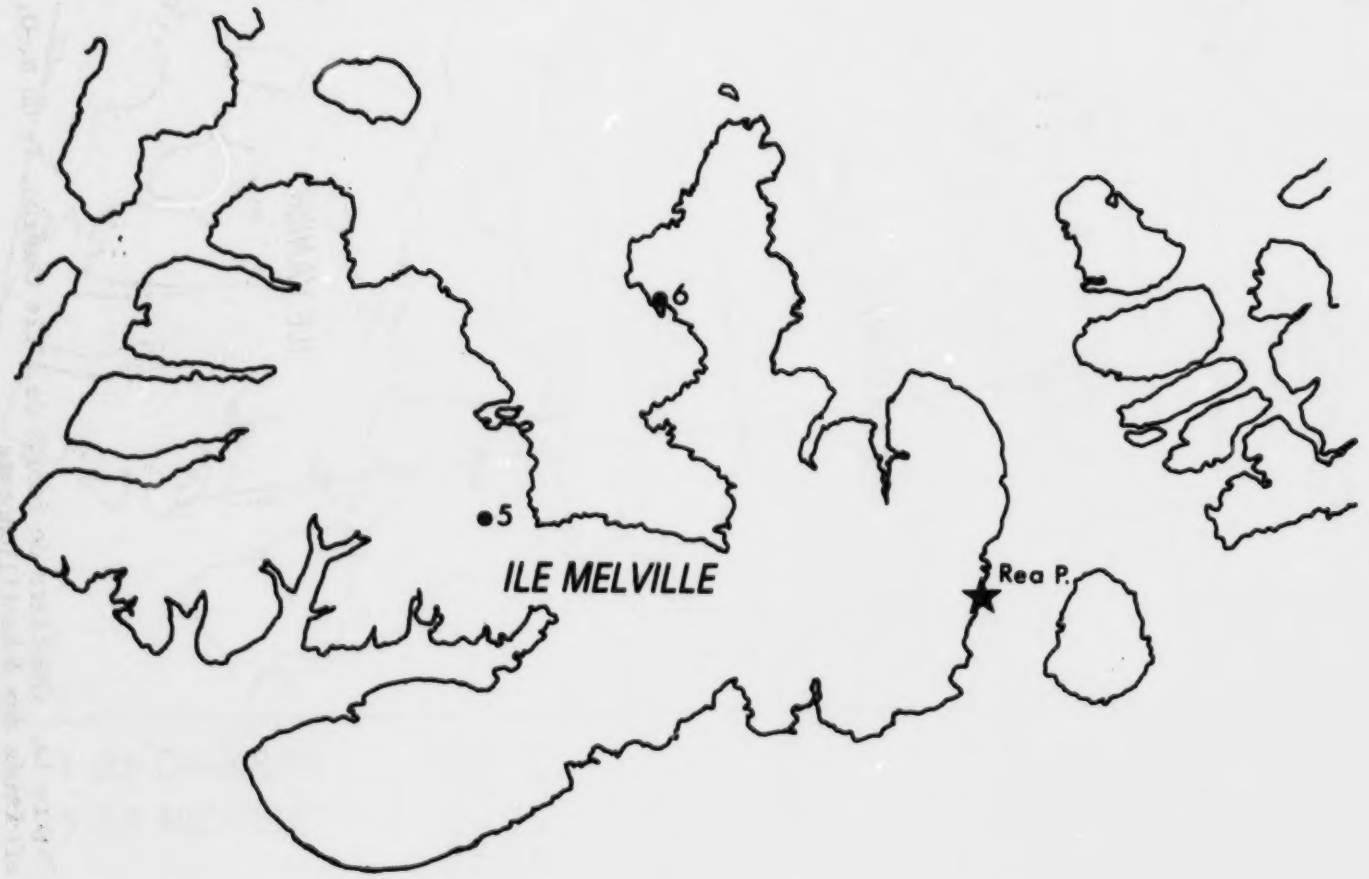


Figure 1b. Chantiers de forage de l'île Melville, T. du N.-O., où ont été effectués des échantillonnages

Dans les régions basses de l'île Melville et de l'île Cameron, parmi les espèces importantes, citons Alopecurus alpinus J.E. Smith, Luzula nivalis (Laest.) Beurl., Luzula confusa Lindelb., Saxifraga spp., Potentilla spp. et Papaver radicatum Rottb. Salix spp. est important dans certains secteurs, mais reste confiné à des zones de microclimats plus chauds. Salix spp. est rare sur l'île Cameron. Les lichens croûteux sont bien représentés dans la plupart des endroits et constituent environ 10 p.100 de la couverture totale du sol, et localement, 60 p.100 de la couverture du sol ou même davantage. Les mousses dominent les sites de la prairie de toundra, mais sont relativement peu représentées dans les habitats plus secs. Ditrichum flexicaule (Schwaegr.) Hampe fait partie de mousses les plus communes dans les sites secs.

4 MÉTHODES DE LEVÉS

4.1 Morcellement et cartographie:

Sur chaque chantier de forage, on a effectué les échantillonnages sur une grille de 6 400 m^2, subdivisée en blocs de 400 m^2. La grille a été disposée en aval du bassin à boues de forage, la ligne de base étant parallèle à la berme du bassin, à environ 510 m de distance de celle-ci. On a numéroté des coordonnées sur la grille, et complété l'échantillonnage en ces points (figure 2). Sur la zone échantillonnée, on a mesuré un gradient de végétation et de perturbation des sols, de catégories fortement perturbées à des catégories naturelles ou presque naturelles. On a rencontré cette situation dans chacun des six chantiers de forage.

Sur chacun des chantiers, on a préparé de brèves notes et diagrammes descriptifs, afin de marquer l'emplacement du bassin, la zone échantillonnée et les principales structures topographiques.

On a pris les mesures topographiques en décimètres, sur chaque coordonnée, en utilisant un niveau d'Abney manuel. On a aussi mesuré les hauteurs entre les coordonnées dans les ravins, partout où ceux-ci étaient présents. On a utilisé cette information pour établir des cartes d'isohypses des zones échantillonnées. Dans ces analyses, on a représenté le point le plus bas de chaque grille par zéro et attribué aux autres points une hauteur par rapport à ce niveau de référence zéro. On a effectué le travail de cartographie sur ordinateurs IBM 370/155, à l'aide d'un traceur Calcomp.

4.2 Echantillonnage <u>in situ</u> et analyse en laboratoire:

On a recueilli des échantillons de sol dans des trous creusés à chaque coordonnée de la grille, à des profondeurs (lorsque possible) de 0 à 5 cm et de 15 à 20 cm. On a prélevé un troisième échantillon de 5 cm d'épaisseur à la base du mollisol. A chaque profondeur, on a retiré des échantillons de sol des quatre parois du trou, que l'on a mélangés, pour obtenir un seul échantillon composite. On a effectué d'autres mesures relatives au sol, en particulier à la profondeur du mollisol, et décrit sa teneur en matière organique, sa pierrosité et sa texture.

Aux endroits où s'étaient produits des déversements de fluides de forage, on a recueilli des échantillons de dépôts de surface dans les zones d'accumulation maximale des boues. Pour le traitement au laboratoire de ces échantillons, on a adopté les mêmes méthodes que celles décrites pour les sols.

Dans les échantillons de sol, on a dosé les produits extractibles à l'acétate, c'est-à-dire le potassium, le sodium, le baryum, le zinc, le cuivre, le plomb, le chrome, le cadmium, le manganèse et les chlorures, après un séchage au four à 50°C jusqu'à poids constant, un tamisage à travers un écran de 20 mesh, et un brassage parfait. On a mesuré les concentrations des cations dans un extrait d'acétate d'ammonium de 1,0 N à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de modèle 303 Perkin-Elmer, et par les méthodes courantes (Perkin-Elmer Corp. 1971). Par la méthode du thiocyanate, on a mesuré les chlorures des extraits obtenus avec l'acétate, à l'aide d'un autoanalyseur Technicon (Technicon Instruments Corp. 1976), après précipitation des tannins au moyen de nitrate d'argent.

On a déterminé le pH du sol, en utilisant un aliquot de 20 g de chaque échantillon de sol séché au four. On a parfaitement mouillé le sol avec de l'eau distillée, et mesuré le pH de la boue composée d'eau et de sol, à l'aide d'un pH-mètre Portomatic contenant une électrode combinée.

On a recueilli des échantillons d'eau en certains sites de zones non perturbées, dans des mares formées au-dessus du remblai de bassins, et dans des mares et voies de drainage situées en aval de ces bassins. Dans ces échantillons, on a dosé les concentrations solubles dans l'eau du potassium, du sodium, du zinc, du cuivre, du plomb, du chrome, du cadmium, du manganèse et des chlorures. On a utilisé les méthodes de l'autoanalyseur et du spectrophotomètre d'absorption atomique, pour analyser les échantillons d'eau.

Sur chaque coordonnée de la grille, on a prélevé des échantillons et noté la présence ou l'absence d'espèces végétales et de surfaces dépourvues de végétation, à l'intérieur d'une série de carreaux contigus de 50 cm^2, constitués de quatre blocs. Les blocs constituant ces carreaux étaient tous placés de la même façon par rapport à chaque coordonnée. On a prélevé des échantillons-témoins d'espèces rencontrées lors de l'échantillonnage. Les identifications de végétaux ont été vérifiées par W.J. Cody et G.A. Mulligan de l'Institut de recherche en biosystématique, Agriculture Canada, Ottawa, et par R.R. Ireland et I.M. Brodo, Musée des sciences naturelles, Musées nationaux à Ottawa.

A chaque coordonnée, on a recueilli des échantillons entiers de plantes, faisant visiblement partie des éléments dominants du couvert végétal, pour les soumettre à l'analyse chimique. On a séché au four ces échantillons à 50°C jusqu'à stabilisation du poids, puis on les a traités dans un broyeur de laboratoire Wiley, et passés ensuite à travers un tamis de 20 mesh. On a mesuré les concentrations de potassium, de sodium, de zinc, de cuivre, de plomb et de chrome dans des digestés acides des échantillons. Pour effectuer les digestions, on a utilisé la méthode de Lindner et Hartley (1942), modifiée par l'addition de 30 p.100 de H_2O_2. On a dosé les chlorures dans des solutions aqueuses, après leur extraction au moyen d'eau chaude. On a évalué les concentrations de

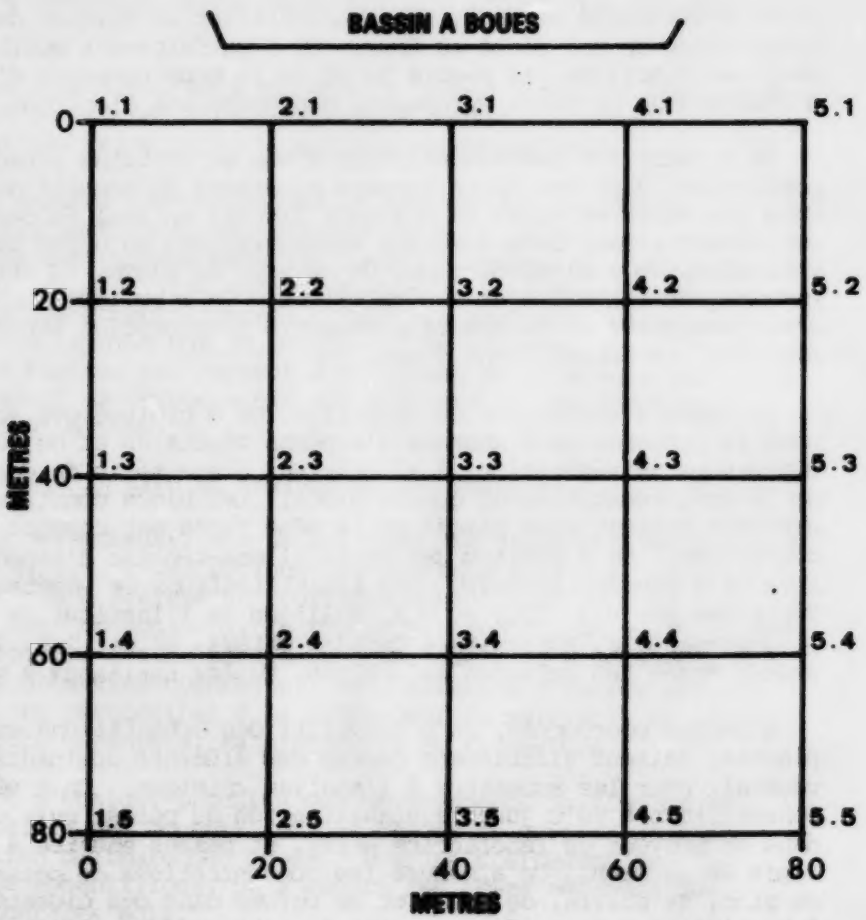


Figure 2. Modèle de grille d'échantillonnage

chlorures à l'aide d'un autoanalyseur Technicon et par la méthode du thiocyanate (Technicon Instruments Corp. 1979). On a dosé les concentrations des ions métalliques à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique Perkin-Elmer modèle 303, et en employant les méthodes courantes (Perkin-Elmer Corp. 1971)

Outre l'échantillonnage suivant la grille, on a aussi effectué des mesures relatives à la végétation et au sol dans deux zones non perturbées de chaque site, situées à environ un kilomètre du bassin à boues de forage. L'échantillonnage était le même que sur les coordonnées de la grille, et pour faire l'analyse chimique des échantillons prélevés dans les zones intactes, on a suivi les méthodes déjà décrites.

4.3 Analyse des données:

On a établi des cartes topographiques de chaque site au moyen d'un tracer CALCOMP, en employant le programme de cartographie automatisé SCIPI3 (répertorié à l'Université de Guelph) et les données relatives aux élévations. A l'aide d'une sous-routine incorporée au SCIPI3, on a aussi obtenu une vue topographique tridimensionnelle de chaque site.

En aval du bassin à boues, la profondeur du mollisol a été représentée par une série de profils mesurés le long de chaque ligne d'échantillonnage de la grille. On a aussi calculé les profondeurs moyennes du mollisol à diverses distances en aval, et on les a représentées graphiquement.

A chaque intervalle de 20 m, entre 5 et 85 m en aval du bassin à boues, on a calculé les concentrations moyennes extractibles de chaque ion et le pH aux trois profondeurs de sol. Pour trouver s'il existe des différences importantes entre ces moyennes, on a utilisé une analyse simple de la variance, avec un essai de courant F, pour déceler toute différence importante entre ces moyennes. On a tabulé les moyennes de la grille d'échantillonnage et les résultats des analyses de variance, pour chaque site, en même temps que les concentrations ioniques moyennes et le pH des sols non perturbés.

A l'aide du programme SCIPI3, on a tracé des cartes bidimensionnelles d'isohypses du pH du sol et de la distribution de chaque ion en chaque site. On a construit des cartes décrivant la distribution de chaque ion à chacune des trois profondeurs de sol, à partir des données relatives aux concentrations, obtenues en chaque coordonnée rectangulaire de la grille d'échantillonnage. On a construit de la même manière les cartes représentant les valeurs du pH. Pour simplifier ces cartes, on a arbitrairement divisé les concentrations ioniques et les données relatives au pH en classes, et effectué le tracé de ces classes en même temps que celui des données relatives à la topographie de surface.

On a présenté sous forme de données brutes les concentrations des cations et chlorures dans les eaux stagnantes et courantes de chaque chantier de forage. Comme il n'était pas possible d'effectuer plusieurs prélèvements d'eau, on n'a pu calculer de valeurs moyennes.

A chaque intervalle de 20 m, entre 5 et 85 m en aval du bassin à boues, au moyen des données relatives à l'abondance des espèces, on a calculé la fréquence en pourcentage des espèces végétales. Puis on a effectué la tabulation de ces résultats, en même temps que la fréquence des espèces dans les zones non perturbées.

Pour chaque site, on a calculé un indice de perturbation de la végétation (VDI, vegetation disturbance index), dans la zone non perturbée et à des distances de 5, 25, 45, 65 et 85 m en aval du bassin. On a déduit le VDI en exprimant, pour une zone donnée, la somme des spécimens observés de chaque espèce, sous forme de pourcentage du nombre total possible d'individus, en supposant que toutes les espèces vues sur le chantier sont représentées avec une fréquence de 100 p.100. La valeur calculée était une mesure composite de l'incidence des perturbations sur l'abondance des espèces et la richesse de la végétation.

On a aussi évalué les perturbations subies par la végétation, en disposant, en fonction des coordonnées de la grille d'échantillonnage, les chiffres relatifs à l'abondance des espèces (présence/absence). On a utilisé ces données pour cartographier les modes de perturbation des communautés végétales en chaque site. On a complété les graphiques avec un ordinateur IBM 370/155, par une méthode de calcul des moyennes réciproques, contenue dans l'ensemble de programme ORDIFLEX de l'Université Cornell de New York (Gauch 1977).

Le programme ORDIFLEX ordonne les moyennes réciproques par une série successive d'itérations. Tout d'abord, le programme attribue à chaque espèce une valeur arbitraire. Ensuite, l'itération initiale fait appel à des moyennes pondérées (Gauch 1977), qui permettent d'attribuer un nombre à l'échantillon. La seconde itération fait appel au même procédé que la première, mais, avec les résultats obtenus pour l'échantillon dans la première itération, on obtient de nouveaux résultats pour l'espèce. On continue ensuite ce procédé itératif, jusqu'à éliminer à presque 100 p.100, la variabilité des données.

A chaque itération, les nombres attribués aux espèces sont échelonnés de 0 à 100 de façon à éviter qu'ils ne dérivent dans une gamme très étroite. Les résultats obtenus pour l'échantillon sont aussi échelonnés de 0 à 100. Hill (1973) a montré que les résultats ainsi définis convergent vers une solution unique, et que cette solution n'est pas modifiée par les chiffres initiaux arbitrairement attribués aux espèces. La réduction de la gamme d'espèces ou des résultats attribués aux échantillons en une seule itération (après obtention de la convergence) est la eigenvalue, sur laquelle se base le rangement (Hill 1973). Le calcul des moyennes réciproques s'applique à la fois à l'espèce et à l'échantillon, tout deux sont ordonnés simultanément.

Après avoir effectué les itérations successives, on obtient un axe qui couvre un certain pourcentage de variabilité des données. Le premier axe élimine proportionnellement le plus fort pourcentage de variabilité, et décrit le plus fort gradient significatif de variation. Après avoir déterminé un axe, il est possible d'en déterminer un second, en corrigeant le premier. Le second axe décrit essentiellement le deuxième plus fort gradient de variation de la végétation. Les axes ainsi déterminés présentent des eigenvalues suivant une succession décroissante (Hill 1973 en donne les détails). On n'a utilisé que les deux premiers axes pour cartographier les modes de perturbation de la végétation de l'Extrême Nord.

Les observations visuelles et diverses techniques de calcul ont indiqué que le gradient le plus important (A), que présente la végétation en chaque site, est la variation de la diversité et de la fréquence des espèces en aval des zones fortement perturbées proches du bassin à boues, jusqu'aux zones non perturbées. Le second gradient par ordre d'importance (B) était la variation, transversalement à la pente, de la composition de la végétation et de la fréquence des espèces en fonction de l'intensité des perturbations. On a complété la cartographie de la végétation en utilisant les chiffres attribués par l'ORDIFLEX à chaque coordonnée de la grille d'échantillonnage sur le premier axe (gradient A) et le second axe (gradient B), simultanément. Les valeurs calculées des perturbations des communautés (CDV) ont permis de décrire l'effet combiné des perturbations, sur la diversité des espèces et leur abondance sur les points de la grille d'échantillonnage (ce qui revient à définir une valeur VDI pour chaque coordonnée rectangulaire).

On a corrigé les chiffres attribués aux points d'échantillonnage sur le second axe, pour tenir compte de l'influence du premier axe, en employant un facteur de cadrage fourni pas l'ORDIFLEX. Pour chaque point d'échantillonnage de la grille, on a ensuite ajouté les chiffres non corrigés obtenus sur le premier axe, aux chiffres corrigés obtenus sur le second axe, pour obtenir la valeur composite CD. Dans tous les cas, les points de la grille d'échantillonnage possédant les valeurs les plus élevées de CD se situaient dans les zones les plus fortement perturbées, qui contenaient un petit nombre d'espèces peu fréquentes. Aux coordonnées rectangulaires caractérisées par une couverture végétale nulle (non incluses dans les rangements), ont été attribuées les valeurs les plus élevées du CD (dans tous les cas, celles-ci étaient supérieures à la valeur CDV la plus élevée dérivée par l'ORDIFLEX).

On a analysé les données CD, en utilisant un programme SCIPI3 pour obtenir des cartes d'isohypses CDV tracées automatiquement. L'étape finale consistait à diviser arbitrairement la gamme toute entière de valeurs CD en un maximum de quatre classes pour chaque site (I, II, III et IV), suivant un ordre croissant de perturbation des communautés végétales (CDV). Dans la section consacrée aux résultats des levés, ces classes sont cartographiées en même temps que la topographie de surface, pour chaque site.

On a calculé à chaque intervalle de 20 m, de 5 à 85 m en aval des bassins à boues et dans les zones non perturbées, le total des concentrations moyennes de cations et chlorures contenues dans les éléments dominants de la végétation. On n'a appliqué aucun test statique à ces données, parce que, quelle que soit l'espèce, la base d'information relative à chaque site était trop limitée. On donne la tabulation des concentrations moyennes de certains des principaux ions contenus dans les plantes, dans la section consacrée aux résultats des levés.

Planche 1.

Vue aérienne de Cape Fleetwood L-21, montrant une mare superficielle recouvrant un bassin à boues remblayé et affaissé, le ruissellement en nappes de la couverture de remblai le long des pentes et la proximité du site par rapport à un cours d'eau

Brèche dans la berme d'un bassin à boues à Cape Fleetwood L-21, et ruissellement en nappes du remblai de sable le long des pentes

5 RÉSULTATS DES LEVÉS EFFECTUÉS SUR LES CHANTIERS DE FORAGE

5.1 Cape Fleetwood L-21

5.1.1 Description du site et historique des puits de forage:

Cap Fleetwood L-21 (76°30' 47,80"N 130°40' 37,00"O) se situe sur un terrain modérément disséqué, occupé par un désert semi-polaire, sur la côte est de l'île Cameron (fig. 1a). Le puits a été amorcé le 23 septembre 1974 et complété le 9 décembre 1974. La profondeur finale de forage était 3 515 m.

Pour effectuer le forage (tableau 1), on a introduit dans les boues de forage un polymère formant un gel. La quantité totale de solides utilisés dans les boues (70 680 kg environ) était faible par rapport à celle employée dans d'autres puits plus profonds étudiés dans l'Extrême Nord. A ce mélange, on n'a ajouté aucun autre constituant liquide que de l'eau douce.

On a déversé les fluides résiduaires de forage dans un bassin d'environ 46 m x 46 m x 4 m creusé dans un sol sableux à faible contenu en limons et en pierres. Ce bassin se situait sur un terrain légèrement incliné, au bord d'un petit plateau. Immédiatement en aval de la berme du bassin (fig. 3), les pentes faisaient un angle d'au moins 6° (fig. 3). Le matériau de remblai du bassin consistait en sable provenant des premiers travaux d'excavation. Le bassin n'a posé de problèmes ni pendant les travaux de forage ni pendant les travaux de remblayage.

Lorsque l'on a visité Cape Fleetwood L-21 en juillet 1977, on a constaté que les matériaux de remblai du bassin à boues s'étaient partiellement affaissés. Dans un coin du bassin, à proximité de la berme d'aval (planche 1), on a noté la présence d'eau stagnante. Le remblai s'était raviné, mais les boues de forage n'étaient apparentes ni en surface ni dans les ravins. La berme située immédiatement au-dessus de la grille d'échantillonnage était entaillée par des ravins en deux endroits (planche 1), et le matériau sableux de remblai avait été entraîné approximativement de 40 à 50 m en aval par les eaux de fonte. On a aussi noté la présence de matériaux de remblai à quelque distance du bassin à boues, dans deux ravins naturels situés en aval de celui-ci. Ceux-ci rejoignaient un grand cours d'eau à environ 2 km du site.

La couverture végétale (couvrant environ 20 p.100 à 30 p.100 du sol dans les zones non perturbées) était pratiquement inexistante dans de nombreux secteurs, entre 5 et 40 m en aval du bassin à boues. La principale cause de perturbation de la végétation était apparemment l'enfouissement de cette végétation par des matériaux de remblai, qu'avait entraînés le ruissellement en nappes issu du bassin. Dans la grille d'échantillonnage, n'ont pas été trouvés d'indices de contamination chimique, tels que des dépôts superficiels de sels, ou des traces de corrasion mécanique causée par des véhicules lourds.

On a constaté une recolonisation faible de certaines zones recouvertes de matériaux de remblai issus du bassin à boues. Les princpales plantes colonisatrices étaient Alopecurus alpinus, Luzula spp., Oxyria digyna (L.) Hill et Papaver radicatum.

5.1.2 Profondeur du mollisol:

A Cape Fleetwood L-21, en aval du bassin à boues, la profondeur du mollisol a peu varié. A la mi-juillet, le toit du pergélisol se rapprochait le plus de la suface du sol à environ 5 m du bassin à boues sur la ligne 5 (fig. 4), et à 65 m sur la ligne 1 (à la figure 2, sont indiquées les positions des lignes de quadrillage 1 à 5, par rapport au bassin à boues). On n'a pas remarqué d'indices de la formation d'un thermokast ou de l'érosion thermique du pergélisol, qui causeraient un accroissement de la profondeur du mollisol à proximité du bassin à boues. Les seuls effets thermiques apparents qu'aient causés les forages effectués sur ce chantier étaient le tassement des matériaux de remblai du bassin.

5.1.3 Concentration des ions dans le sol:

En aval du bassin, les concentrations dans le sol du potassium extractible à l'acétate d'ammonium ne différaient pas nettement des concentrations environnantes (tableau 2). On a constaté une légère élévation des concentrations de potassium entre 5 m et 10 m de distance du bassin, entre 0 et 20 cm de profondeur (fig. 5), mais cette tendance n'était pas prouvée. A 85 m du bassin à boues, une augmentation de la concentration, dans les portions médiane et basale du mollisol (fig. 5) indiquait une accumulation, à la base d'un ravin naturel profond, du potassium lessivé du sol environnant.

Au tableau 2, sont données les concentrations moyennes du sodium extractible contenu dans le sol. A toutes les profondeurs, les concentrations de sodium diminuaient en aval du bassin; cependant, cette tendance n'était notable qu'entre 15 cm de profondeur et la base du mollisol. Dans tout le mollisol, à 5 m du bassin, les concentrations de sodium étaient importantes. Dans cette zone, les concentrations moyennes de sodium représentaient 1 825 p.100 des concentrations de fond.

Entre 0 et 20 cm de profondeur, les concentrations de sodium dépassaient les concentrations de fond sur toute la grille d'échantillonnage; ceci indique un important mouvement de ce cation le long des pentes. On n'a cependant noté des accumulations élevées de sodium qu'entre 5 et 10 m de distance du bassin, sur une largeur assez restreinte (fig. 6).

Entre 0 et 5 cm de profondeur, les concentrations élevées coïncidaient avec le front d'un ravin naturel, dont un prolongement traversait le remblai du bassin. On a rencontré des concentrations de sodium élevées entre 15 et 20 cm de profondeur, dans une zone recouverte par de grandes étendues de sable qu'avait entraînées le ruissellement en nappes issu du bassin.

Tableau 1. Quantités totales de solides rejetées dans le bassin à boues de forage à Cape Fleetwood L-21, sur l'île Cameron

Produit	Description	Quantité (kg)
	Carbonate de baryum	45 364
	Gel salim	12 182
Kelzan X-C (Polymère)	Résine xanthane	7 682
Soude caustique	Hydroxyde de sodium	2 318
Chaux	Hydroxyde de calcium	589
	Sciure de bois	166 sacs
	Bichromate de sodium	841
	Bicarbonate de sodium	727
	Alun de chrome	977
TOTAL		70 680
		+ 166 sacs

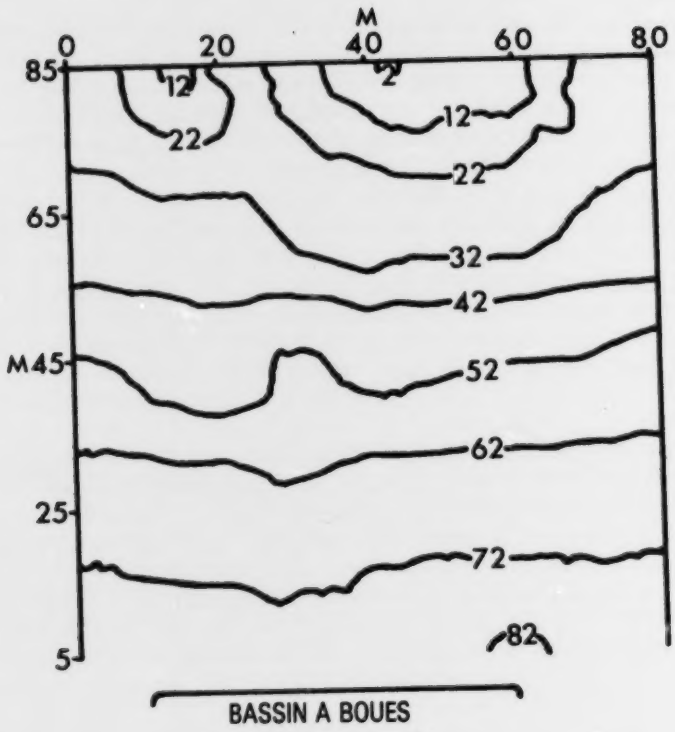


Figure 3. Topographie de Cape Fleetwood L-21
(L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm)

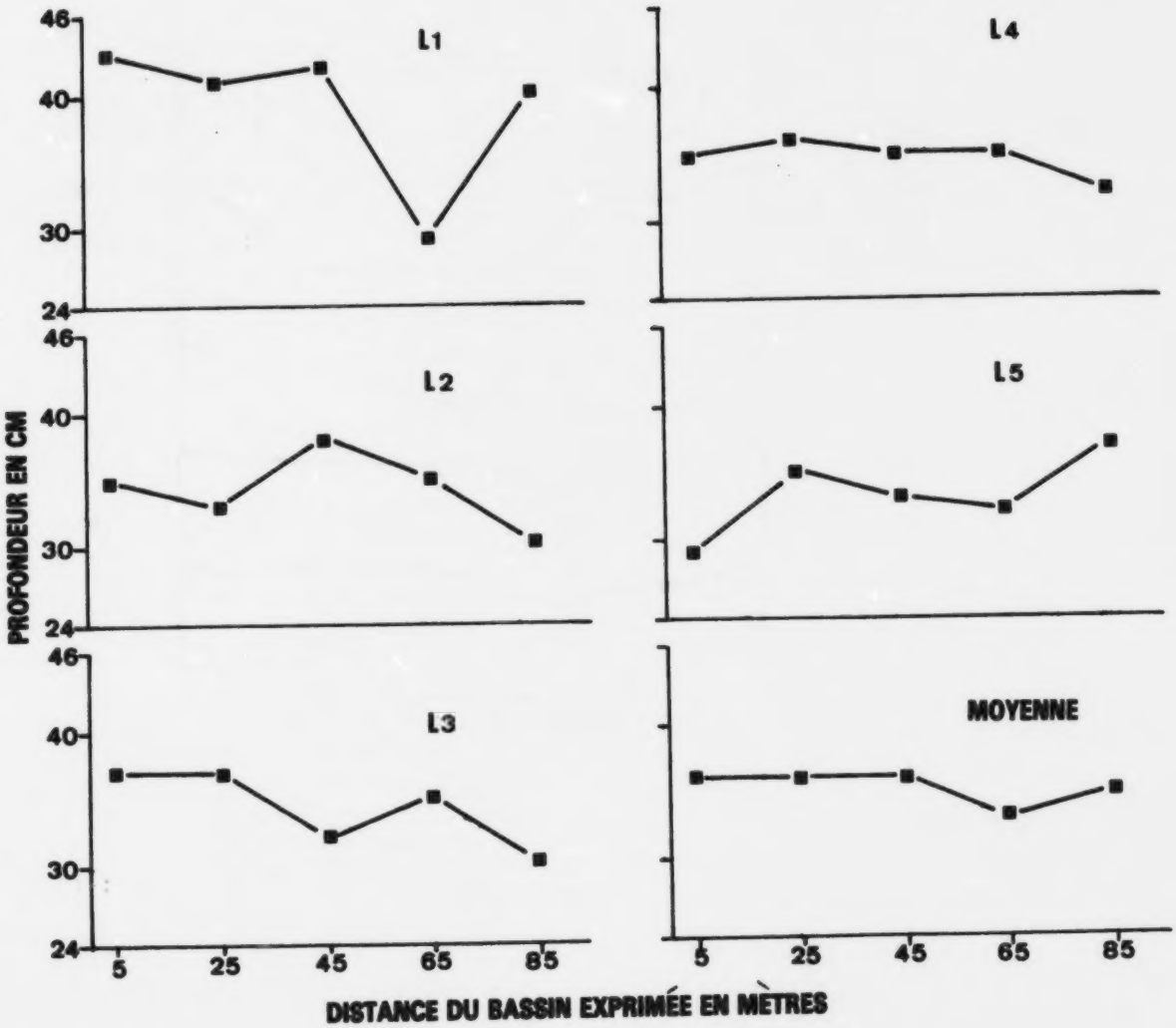


Figure 4. Profondeur du mollisol à Cape Fleetwood L-21 (mesurée le 13 juillet 1977)

Les concentrations de sodium (mg/100 g) mesurées à environ 40 m du bassin, dans les ravins situés en aval de celui-ci, étaient de 26,3 entre 0 et 5 cm de profondeur; de 37,2 entre 15 et 20 cm de profondeur; et de 37,2 à 5 cm au-dessus du toit du pergélisol. Ces concentrations (environ 2 700 p.100 et 3 300 p.100 des valeurs de fond) étaient beaucoup plus élevées que dans les sols environnants, et montraient que les matériaux du bassin riches en sodium, se concentraient dans les voies de drainage naturel.

Bien que l'on ait utilisé des quantités considérables de carbonate de baryum dans les boues de forage à Cape Fleetwood L-21 (tableau 1), les concentrations de baryum extractible contenues dans le sol en aval du bassin à boues étaient très faibles (tableau 2). A 5 mètres du bassin, les concentrations de baryum représentaient approximativement 162 p.100 des concentrations de fond dans tout le mollisol, mais cette différence n'était pas importante. En cartographiant la distribution du baryum dans le sol, on voit que les concentrations de baryum étaient maximales de 15 à 20 centimètres de profondeur, entre 5 et 10 mètres de distance du bassin à boues. Il y avait peu d'indices d'une descente du baryum le long des pentes. Les concentrations de baryum, mesurées dans les ravins à 40 mètres du bassin à boues (environ 0,05 mg/100 g sur toute l'épaisseur du mollisol) étaient légèrement plus élevées que les valeurs de fond, mais les différences étaient faibles.

Les concentrations de manganèse extractible à l'acétate contenues dans le sol étaient très faibles (tableau 2). On n'a pas trouvé d'indices d'une contamination du sol par le managanèse à proximité du bassin à boues. De fait, dans tout le mollisol, les concentrations du manganèse étaient inférieures aux valeurs de fond dans le secteur avoisinant la berme d'aval. Les concentrations plus élevées du manganèse dans le sol, notées dans les zones moins sérieusement perturbées, résultaient probablement de la plus forte teneur du sol en matière organique, par suite de l'accroissement de la couverture végétale.

Les concentrations extractibles de cuivre, de zinc, de plomb et de chrome contenues dans le sol étaient négligeables, et comprises entre 0,04-0,002 mg/100 g. En aval du bassin, les concentrations de ces cations différaient peu des concentrations de fond, et ne variaient pas suivant la proximité du bassin à boues.

Au tableau 2, sont données les concentrations moyennes de chlorures extractibles contenues dans le sol. Une analyse de variance indiquait que les concentrations de chlorures avaient une forte tendance à diminuer en aval du bassin entre 0 et 20 centimètres de profondeur. Cette tendance existait aussi sur 5 centimètres à la base du mollisol, mais n'était pas significative, en raison des variations latérales des concentrations de chlorures, en particulier à 25 centimètres du bassin à boues (tableau 2). On a noté des concentrations de chlorures relativement élevées dans tout le mollisol, à des distances comprises entre 5 et 25 mètres du bassin à boues. Les concentrations moyennes de chlorures s'élevaient à 120 p.100 des concentrations de fond dans ce secteur (tableau 2).

Tableau 2. Concentrations moyennes (avec erreurs-types) de cations et chlorures extractibles du sol à Cape Fleetwood L-21

Profondeur du sol (cm)	Concentration (mg/100 g) à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
0 - 5	8,2 ± 1,1	8,2 ± 0,9	7,5 ± 0,7	8,5 ± 1,2	6,4 ± 1,0	9,2 ± 0,6
15 - 20	8,3 ± 1,8	4,3 ± 1,0	5,6 ± 1,0	5,6 ± 1,0	7,6 ± 1,6	8,1 ± 0,5
P + 5	6,8 ± 0,9	5,2 ± 1,0	5,9 ± 1,0	8,6 ± 1,3	9,8 ± 2,1	8,3 ± 0,5
SODIUM						
0 - 5	18,5 ± 9,7	9,0 ± 1,9	6,6 ± 1,9	6,9 ± 3,2	4,8 ± 3,4	0,97 ± 0,03
15 - 20 *	21,5 ± 8,1	10,8 ± 5,5	0,9 ± 0,1	3,5 ± 1,9	2,5 ± 0,8	1,3 ± 0,2
P + 5 *	19,1 ± 4,6	10,9 ± 4,9	5,0 ± 3,7	1,5 ± 0,4	1,6 ± 0,3	0,97 ± 0,23
BARYUM						
0 - 5	0,84 ± 0,20	0,30 ± 0,03	0,33 ± 0,04	0,54 ± 0,20	0,45 ± 0,10	0,38 ± 0,04
15 - 20	0,74 ± 0,40	0,23 ± 0,05	0,27 ± 0,06	0,22 ± 0,02	0,33 ± 0,10	0,42 ± 0,02
P + 5	0,38 ± 0,20	0,19 ± 0,06	0,24 ± 0,08	0,32 ± 0,07	0,43 ± 0,20	0,41 ± 0,02
MANGANESE						
0 - 5	0,18 ± 0,06	0,30 ± 0,03	0,27 ± 0,03	0,69 ± 0,36	0,43 ± 0,10	0,40 ± 0,20
15 - 20	0,15 ± 0,07	0,07 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,22 ± 0,16	0,08 ± 0,01	0,30 ± 0,10
P + 5	0,08 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,04 ± 0,07	0,22 ± 0,14	0,14 ± 0,05	0,10 ± 0,005
CHLORURES						
0 - 5 *	98 ± 4	106 ± 4	95 ± 1	95 ± 1	90 ± 4	90 ± 1
15 - 20 *	104 ± 4	102 ± 3	94 ± 1	93 ± 1	92 ± 1	90 ± 1
P + 5	109 ± 4	128 ± 22	94 ± 1	93 ± 1	98 ± 5	89 ± 1

* anava significative au niveau $P_{0,05}$ UD - zone non perturbée
P - toit du pergélisol

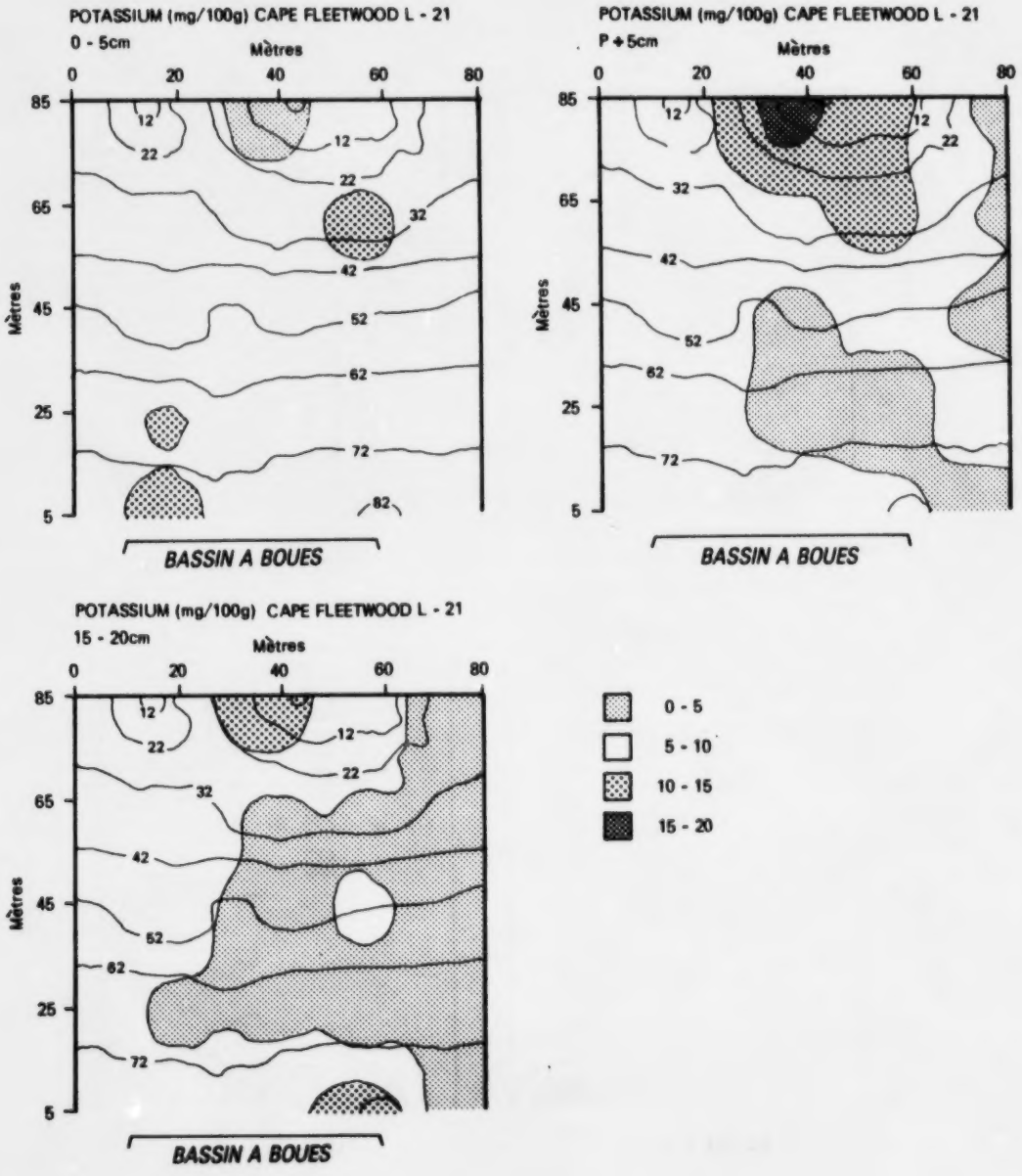


Figure 5. Concentrations de potassium dans le sol à Cape Fleetwood L-21

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

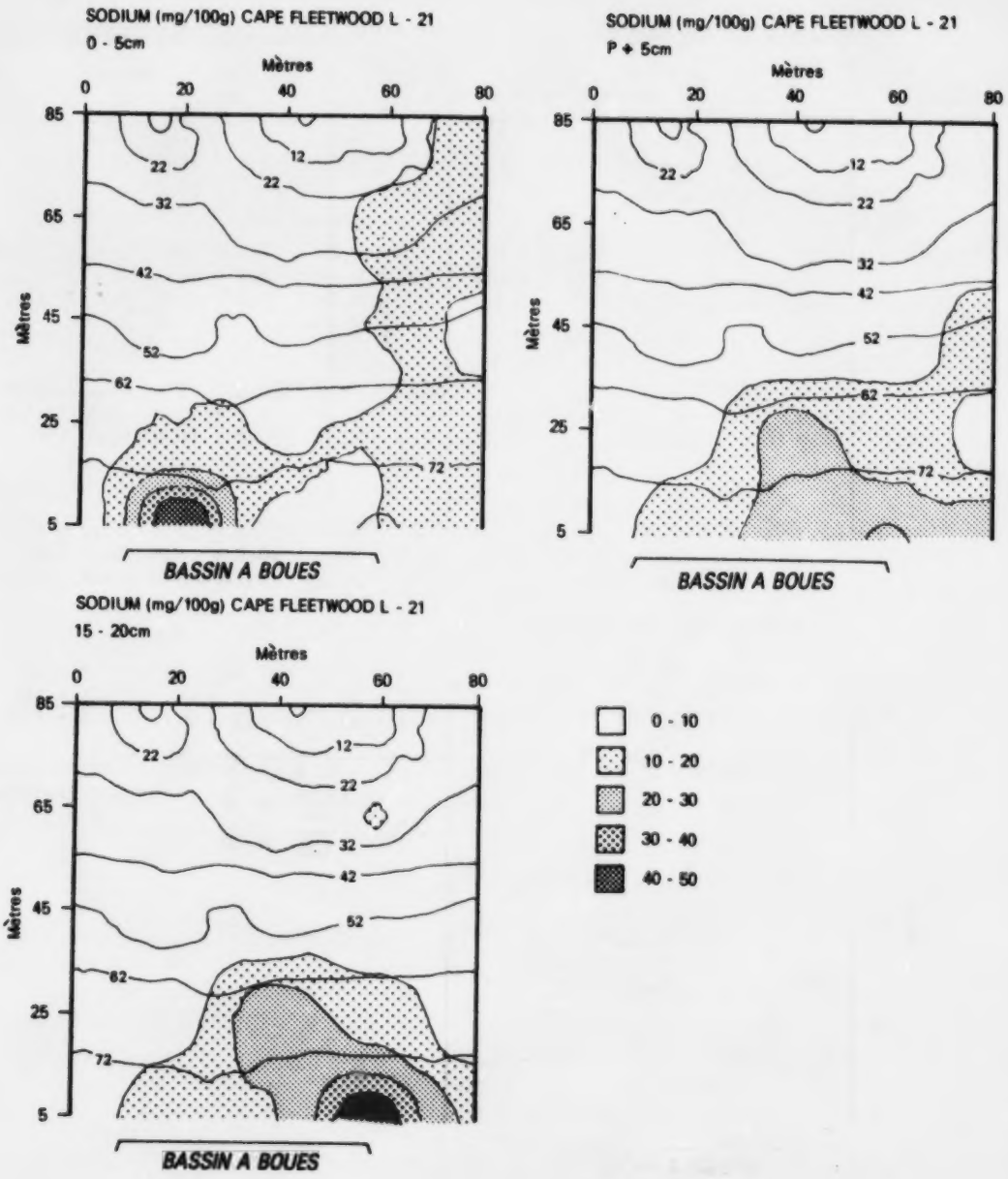


Figure 6. Concentrations de sodium dans le sol à Cape Fleetwood L-21

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

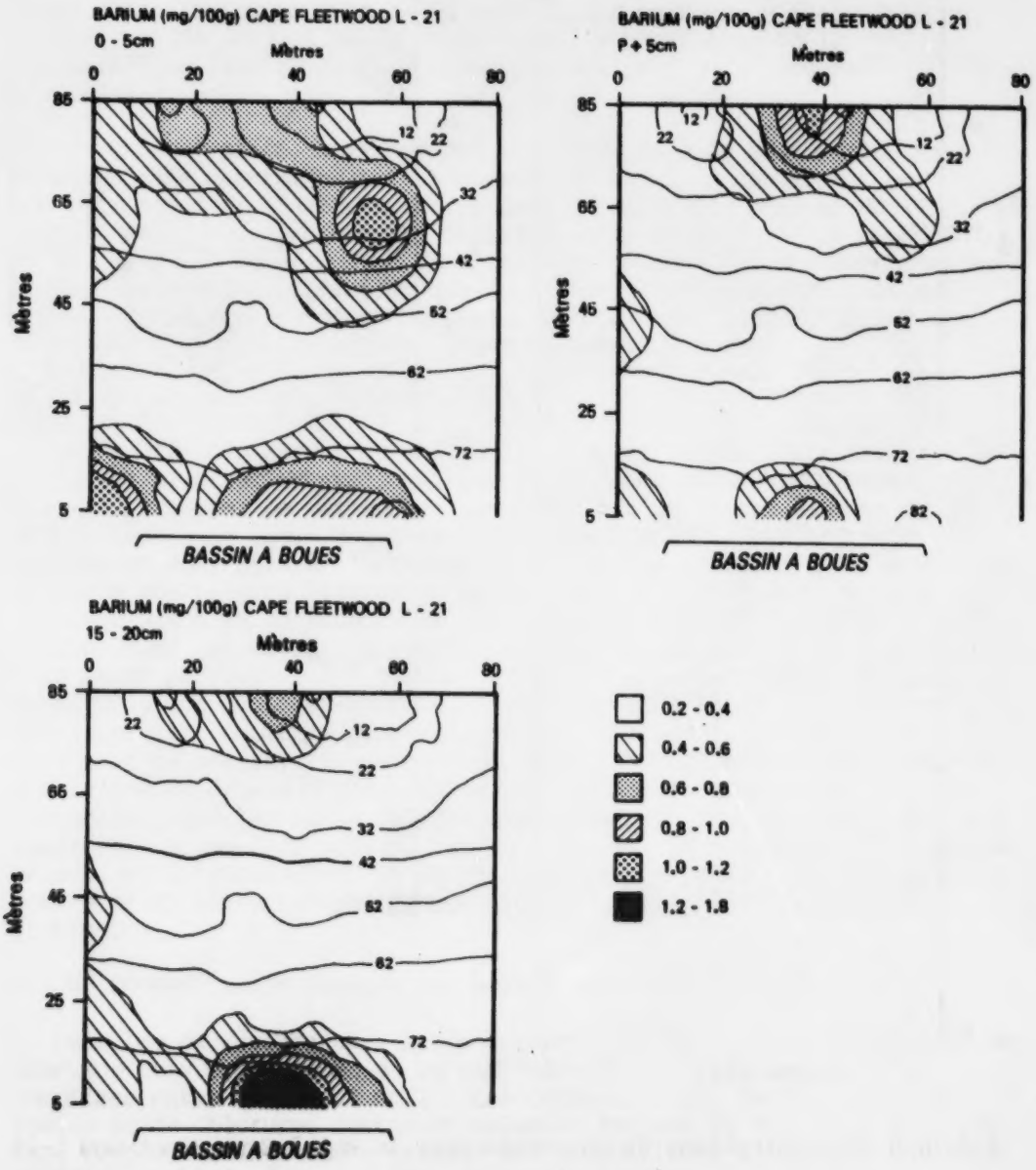


Figure 7. Concentrations de baryum dans les sols à Cape Fleetwood L-21

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

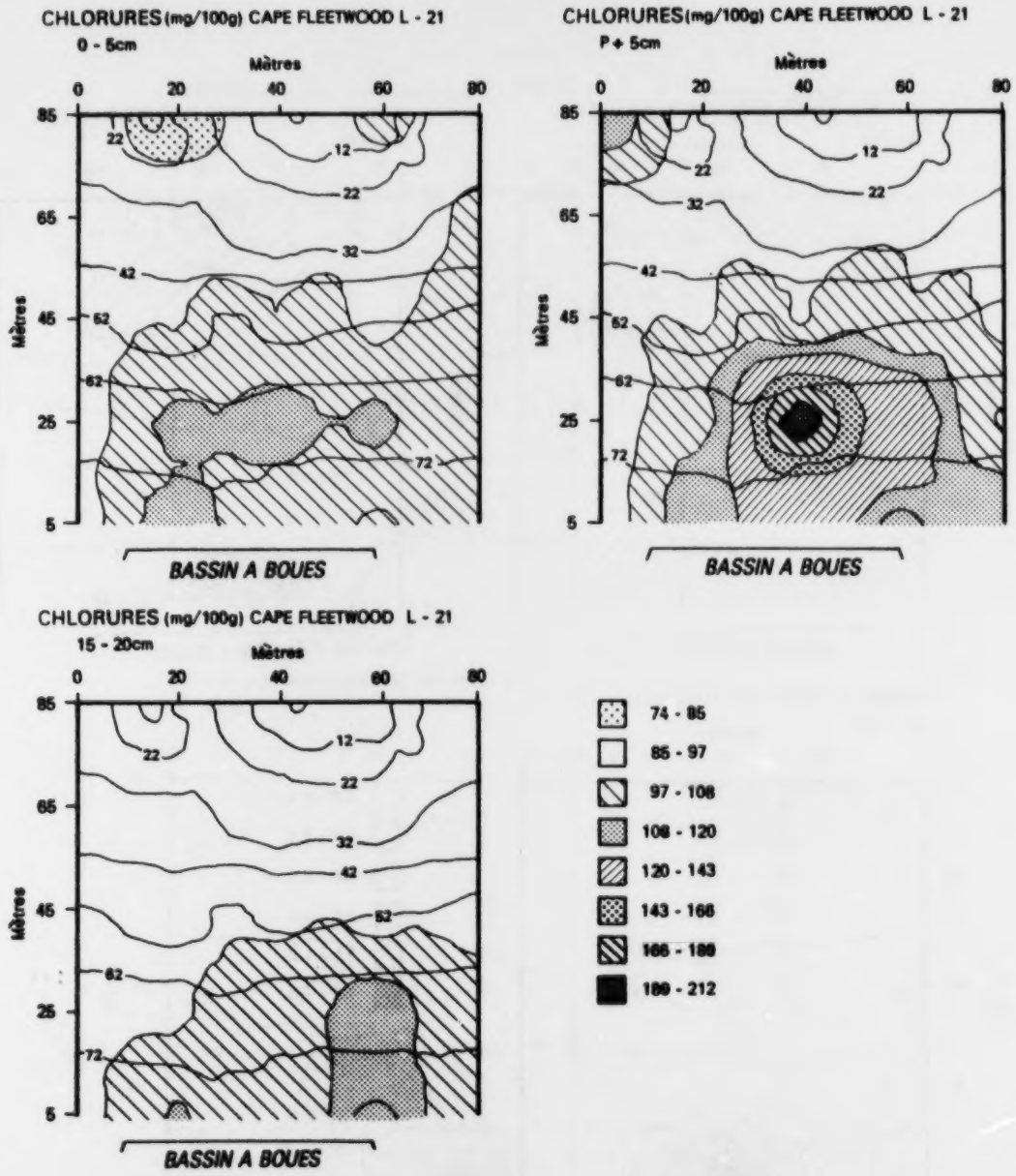


Figure 8. Concentrations de chlorures dans le sol à Cape Fleetwood L-21

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

A Cape Fleetwood L-21, la migration en aval des chlorures très mobiles était évidente. A la surface et à la base du mollisol, les concentrations étaient plus élevées à 25 mètres du bassin qu'à 5 mètres de celui-ci (fig. 8). On a mesuré une concentration extrêmement élevée de chlorures, immédiatement au-dessus du toit du pergélisol, en un point situé à 25 mètres du bassin (fig. 9). On n'en connaît pas les raisons. En ce point, aucun abaissement prononcé du toit du pergélisol, suivi d'une accumulation dans le sol d'eaux riches en ions, n'était évident (fig. 4, ligne 3). Il est probable que l'augmentation de la concentration résulte de caractères particuliers du sol ou de l'écoulement souterrain.

Les concentrations moyennes des chlorures dans le sol (mg/100 g), mesurées dans des ravins situés en aval du bassin à boues, à approximativement 40 mètres de distance de celui-ci, étaient de 175,3 entre 0 et 5 cm de profondeur; de 153,9 entre 15 et 20 cm de profondeur; et de 101,0 à 5 cm au-dessus du toit du pergélisol. Ces concentrations étaient beaucoup plus élevées que dans les sols environnants, ce qui indiquait une contamination du réseau d'écoulement souterrain sur des matériaux riches en chlorures, issus du bassin à boues.

5.1.4 pH du sol;

Sur toute l'épaisseur du mollisol, on a relevé une forte tendance du pH du sol à varier en aval, suivant la distance du bassin à boues. Jusqu'à 10 mètres de distance, les valeurs relativement élevées du pH résultaient sans aucun doute de l'augmentation de la concentration ionique du sol, liée à l'épandage de fluides de forage. A 85 mètres, on a relevé des valeurs élevées du pH par rapport aux valeurs de fond (tableau 3), à la confluence de deux ravins. A 40 mètres en aval du bassin, dans les ravins, les valeurs du pH du sol (allant de 7,8 entre 0 et 5 cm de profondeur à 6,8 entre 15 et 20 cm de profondeur) étaient aussi plus élevées que les valeurs de fond. Ces résultats semblent confirmer les résultats de l'analyse, selon lesquels les matériaux provenant du bassin, riches en ions, s'étaient concentrés dans les voies naturelles de drainage. Les cartes de la distribution du pH (fig. 9) indiquaient que les zones de sols légèrement alcalins étaient très limitées. En aval du bassin, les sols étaient dans l'ensemble légèrement acides, et l'acroissement du pH par rapport aux valeurs de fond entre 25 mètres et 65 mètres de profondeur n'était qu'un phénomène marginal (tableau 3).

5.1.5 Concentration ionique des eaux de surface

Dans les eaux courantes, les concentrations de cadmium, de chrome, de zinc, de cuivre, de plomb et de manganèse étaient négligeables, et comprises entre 0 et 0,01 mg/l. Les concentrations de potassium, de sodium et de chlorures fortement solubles étaient de 8,1, 86,3 et 1 120 mg/l respectivement. On a prélevé les échantillons d'eau dans une voie de drainage à 80 mètres en aval du bassin à boues.

Tableau 3. pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Cape Fleetwood L-21

Profondeur du sol (cm)	pH à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
0 - 5 *	7,7 ± 0,5	6,4 ± 0,1	6,7 ± 0,1	6,3 ± 0,4	6,9 ± 0,5	6,2 ± 0,1
15 - 20 *	7,3 ± 0,4	6,0 ± 0,1	6,4 ± 0,1	6,5 ± 0,2	6,9 ± 0,3	6,3 ± 0,05
P - 5 *	6,9 ± 0,4	6,4 ± 0,1	6,8 ± 0,2	6,9 ± 0,3	7,6 ± 0,1	6,5 ± 0,1

* anava (analyse de variance) significative au niveau $P_{0,05}$
UD - zone non perturbée
P - toit du pergélisol

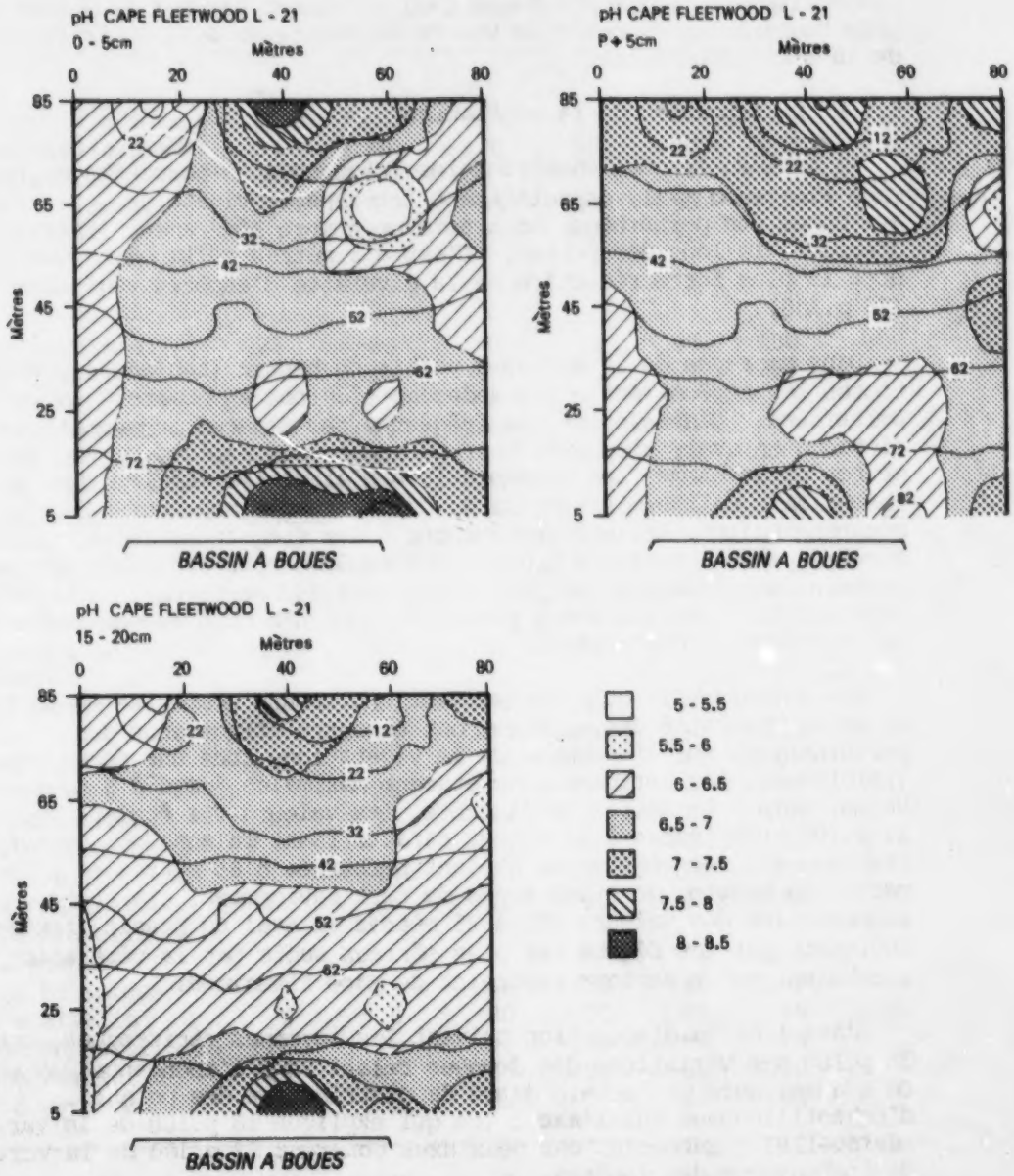


Figure 9. pH du sol à Cape Fleetwood L-21

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

A Cape Fleetwood, il n'a pas été possible de mesurer les concentrations ioniques de fond des échantillons d'eaux courantes prélevés dans des zones non perturbées. Cependant, en comparant les valeurs de L-21 aux valeurs de fond des eaux courantes à Robert Harbour K-07 (tableau 20), on a noté une importante contamination des cours d'eau. Les concentrations de sodium et de chlorures correspondaient approximativement à 1 086 p.100 et 1 748 p.100 des valeurs de fond respectivement. Cape Fleetwood L-21 et Robert Harbour K-07 sont à peu près comparables du point de vue de la nature du sol, de la végétation et de la microtopographie.

5.1.6 Distribution de la végétation

Au tableau 4, sont énumérées les fréquences en pourcentage, relevées à Cape Fleetwood L-21, caractérisant les espèces végétales. Par rapport aux zones non perturbées, on a noté un nombre légèrement inférieur d'espèces le long des pentes. C'est à 5 mètres de la berme que l'on a noté la plus forte réduction de la diversité d'espèces végétales (26 p.100).

Dans un rayon de 10 mètres à partir du bassin (tableau 4), presque toutes les espèces étaient grandement réduites en nombre dans les zones perturbées. Généralement, la fréquence des espèces augmentait avec la distance en aval, bien que, pour de nombreuses espèces, entre 25 et 85 mètres de la berme, les augmentations n'aient pas été importantes. Thamnolia subuliformis (Ehrh.) W. Culb., Luzula ssp. et Stellaria monantha Hulten, étaient représentés à des fréquences relativement élevées près du bassin à boues. Ces espèces représentaient probablement certains des éléments les plus résistants aux perturbations parmi la végétation. Dans les zones perturbées, on n'a noté aucune augmentation de la fréquence des espèces.

Les valeurs VDI, qui représentent une mesure composite de la fréquence et de la diversité des espèces, ont démontré l'incidence des perturbations sur l'ensemble de la végétation, sous une forme sommaire. Visiblement, les perturbations étaient maximales jusqu'à 5 mètres de la berme, mais à 85 mètres de distance, les valeurs VDI étaient encore de 27 p.100 inférieures à la valeur caractérisant la zone non perturbée (tableau 4). La végétation étaient perturbée à 85 mètres et plus à partir du bassin, dans les zones de fort ravinement. La forte augmentation des valeurs VDI à 25 mètres en aval du bassin (tableau 4) indiquait que les dégâts les plus sérieux subis par la végétation ne touchaient qu'un secteur restreint de Cape Fleetwood.

L'axe 1 de la disposition suivant les moyennes réciproques, couvrait 35 p.100 des variations des données relatives à l'abondance des espèces. On a aussi noté un certain degré de distribution des points d'échantillonnage sur l'axe 2 (ce qui explique 18 p.100 de la variance résiduelle). Ensemble, ces deux axes couvrent 53 p.100 de la variabilité de l'abondance des espèces.

Tableau 4. Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Cape Fleetwood L-21 (UD -- végétation non perturbée)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
MOUSSES						
Ditrichum flexicaule	35	55	70	90	80	100
Poganatum alpinum var. septentrionale	35	55	90	100	90	100
Mousses mortes	60	95	95	100	90	100
LICHENS						
Cetraria cucullata	25	80	80	75	65	100
Cetraria delisei	35	75	75	90	75	100
Cetraria tilesii		5				25
Parmelia omphalodes	25	60	60	75	65	75
Pertusaria dactylina	25	85	80	75	90	100
Pseudephebe pubescens			5		20	38
Thamnolia subuliformis	50	80	90	90	80	100
PLANTES SUPERIEURES						
Alopecurus alpinus	30	100	65	75	40	100
Cardamine bellidifolia	25	55	60	90	75	100
Draba alpina						25
Draba corymbosa	25	60	85	85	70	100
Luzula sp.	60	95	100	100	90	100
Minuartia rossii	10	30	30	5	40	88
Oxyria digyna		10			10	38
Papaver radicatum	30	75	95	80	70	100
Potentilla hyparctica			5			25
Ranunculus sulphureus		15	20	40	10	38
Saxifraga caespitosa	10	35	15	20	40	88
Saxifraga flagellaris ssp. platysepala						100
Saxifraga foliolosa	5	35	45	70	40	100
Saxifraga nivalis	20	70	80	70	65	88
Saxifraga appositifolia	10	75	80	85	60	75
Saxifraga rivularis	15	65	65	95	80	100
Stellaria monantha	40	50	35	25	55	25
VDI	21	50	53	57	52	79

VDI - Indice de perturbation de la végétation (%)

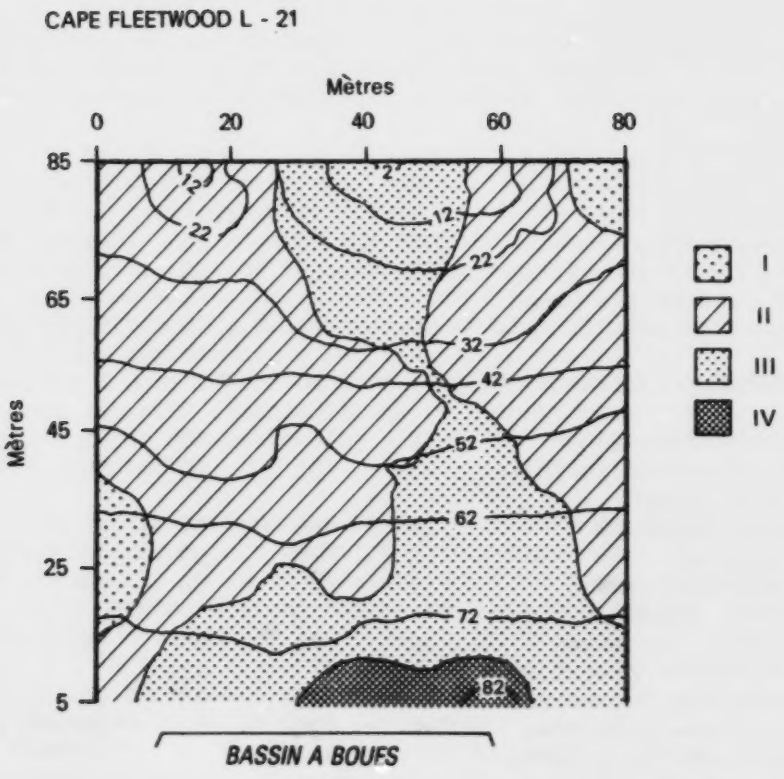


Figure 10. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Cape Fleetwood L-21

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et la végétation est rangée en classes, de la catégorie la moins perturbée (classe 1) à la plus perturbée (classe IV)

La classe IV de perturbation des communautés (CD) (végétation la plus fortement perturbée) était limitée à un secteur restreint, situé à proximité immédiate du bassin à Cape Fleetwood (fig. 10). Les concentrations des divers ions du sol étaient élevées dans ce secteur, et la végétation était presque totalement enfouie sous les terrains de couverture. La distribution de la végétation moyennement perturbée (classe III), située entre 5 mètres et 45 mètres en aval (fig. 10), coïncidait presque exactement avec la vaste couverture de matériaux de remblai entraînés par le ruissellement partiel de la végétation, et un certain degré de recolonisation du terrain, principalement par Alopecurus alpinus. Entre 65 et 85 mètres, la distribution de la classe III était associée à un ravin bien développé. Dans les secteurs des classes I et II, la perturbation de la végétation était minimale (fig. 10). Dans la classe I, la végétation était pratiquement intacte.

5.1.7 Concentration ionique des plantes

Au tableau 5, sont énumérées les concentrations de potassium, sodium, chrome, zinc et chlorures caractérisant certaines des espèces dominantes de Cape Fleetwood L-21.

C'est avec Alopecurus alpinus et Luzula ssp. que les gradients d'accroissement de la concentration des sels (sodium et chlorures) ont été le mieux défini.. Pour Alopecurus, à 25 mètres de distances du bassin, la concentration des chlorures représentait 176 p.100 de la concentration notée à 85 mètres en aval. Chez Luzula ssp., les concentrations de chlorures et de sodium à proximité de la berme étaient de 204 p.100 et 1 643 p.100 respectivement par rapport aux valeurs de fond.

D'autres espèces, en particulier Oxyria digyna et Saxifraga oppositifolia, concentraient aussi du sel dans leurs tissus, mais les gradients d'accumulation en fonction de la distance du bassin à boues n'étaient pas bien définis.

A 65 m en aval, de très fortes concentrations de sel chez Ditrichum flexicaule et Saxifraga oppositifolia indiquaient peut-être que ces plantes poussaient dans un sol salin à la base d'un ravin naturel. Chez ces espèces, qui forment des coussins au sol, les incrustations salines sur les tiges et feuilles expliquent peut-être les mesures erronées des concentrations de sel dans les tissus qui sont beaucoup trop élevées.

Les concentrations de chrome étaient relativement élevées chez Alopecurus alpinus, Ditrichum flexicaule et Papaver radicatum. Ces résultats étaient surprenants, du fait que les sols de Cape Fleetwood contenaient très peu de chrome. Il est possible que les petites quantités de chrome assimilables par les plantes aient été rapidement absorbées et concentrées par ce petit nombre d'espèces. Les concentrations de chrome dans les tissus étaient maximales chez les plantes se développant dans des secteurs contaminés par des fluides de forage et avoisinant le bassin à boues, ainsi que dans un ravin naturel situé à 85 m en aval de celui-ci.

Tableau 5. Concentration (mg/100 g) de potassium, de sodium, de chrome, de zinc et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Cape Fleetwood L-21 (UD — zones non perturbées)

Espèces	Distance suivante du bassin à roues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
Alopecurus alpinus		45,9		42,5	82,4	
Ditrichum flexicaule		5,4	6,3	6,8	17,1	12,2
Luzula sp.	24,8	12,9	20,8		9,5	36,5
Oxyria digyna		40,6			24,3	72,3
Papaver radicatum		57,4	16,2		70,2	95,9
Saxifraga oppositifolia			11,5	20,3	28,4	20,3
SODIUM						
Alopecurus alpinus		200,0		71,3	47,5	
Ditrichum flexicaule		44,1	54,6	41,6	67,6	31,1
Luzula sp.	489,5	63,9	65,2		78,6	29,8
Oxyria digyna		315,3			74,4	151,3
Papaver radicatum		160,3	20,6		24,8	18,3
Saxifraga oppositifolia			51,8	39,0	22,6	18,1
CHROME						
Alopecurus alpinus		59,0		0,8	21,3	
Ditrichum flexicaule		1,6	9,7	7,1	40,4	1,0
Luzula sp.	0,2	0,3	1,0		1,0	oligo
Oxyria digyna		oligo			0,5	1,0
Papaver radicatum		12,7	1,4		22,3	oligo
Saxifraga oppositifolia			5,4	6,0	1,2	1,0
ZINC						
Alopecurus alpinus		7,5		7,7	7,3	
Ditrichum flexicaule		10,0	5,9	6,7	6,2	5,3
Luzula sp.	10,0	11,3	10,2		6,0	9,0
Oxiria digyna		7,5			7,0	6,3
Papaver radicatum		7,7	7,3		7,3	6,0
Saxifraga oppositifolia			9,3	6,8	6,1	4,8
CHLORURES						
Alopecurus alpinus		5 798,2		3 819,0	3 289,3	
Ditrichum flexicaule		1 728,3	1 709,9	6 095,4	1 579,6	892,0
Luzula sp.	5 463,7	3 373,0	3 278,2		2 007,0	2 676,1
Oxyria digyna		2 982,7			2 397,3	2 007,0
Papaver radicatum		4 237,2	2 564,6		2 453,0	3 117,9
Saxifraga oppositifolia			2 146,5	8 028,3	2 034,9	2 118,6

Dans les tissus, les concentrations de potassium et de zinc étaient faibles chez toutes les espèces échantillonnées. Les concentrations de fond du potassium tendaient généralement à être plus élevées que chez les plantes se développant en aval du bassin à boues. On ne connaît pas les raisons de ce phénomène.

5.2 Bent Horn N-72

5.2.1 Description du site et historique des puits de forage:

Bent Horn N-72 (76°21' 51,00"N 103°58' 15,00"O) se trouve sur une toundra basse en pente douce et à couvert végétal abondant, située au débouché de l'inlet Bent Horn, sur le littoral sud-ouest de l'île Cameron (fig. 1).

La région de Bent Horn est une succession inclinée de dépôts de plage peu profonds, soulevés, recouvrant un soubassement gréseux consolidé (formation de Trold Fiord). French (1978a) a noté l'existence d'un réseau bien développé de coins de glace, formant un réseau polygonal et pénétrant à l'intérieur du soubassement gelé. Une épaisse couche organique (5 à 15 cm), principalement composée de mousses, recouvre les dépôts de plage. Le mollisol est extrêmement peu profond, et les sommets des coins de glace se situent à 15 cm ou moins de la surface du sol (French 1978a). A Bent Horn, les pentes longitudinales moyennes sont faibles, et souvent inférieures à 4°. Leur développement naturel est limité, le relief n'étant pas prononcé. Le réseau de drainage est dendritique.

Bent Horn N-72 est un puits de pétrole producteur, paré, qui a été foré jusqu'à une profondeur totale de 4 384 m. Le puits a été amorcé en novembre 1973, et complété en avril 1974. Au cours des opérations de forage (les profondeurs sont indiquées en mètres), on a utilisé divers mélanges de boues.

0	- 307	Gel salin - Polymère Kelzan - X-C
307	- 1 324	Polymère Kelzan X-C
1 234	- 3 274	Gel frais - Polymère Kelzan X-C
3 274	- 4 384	Gel frais - Polymère Kelzan X-C

Au tableau 6, sont données les quantités totales des constituants solides des boues, des additifs liquides (excluant l'eau) et des agents nettoyants. L'eau douce étaient le principal constituant liquide des boues.

Les fluides de forage résiduaires ont été déversés dans un bassin de dimensions approximatives 41 m x 41 m x 3 m, creusé dans un terrain insuffisamment drainé, constitué d'argile et limon fins, mélangés à une petite quantité de gravier grossier. Le bassin était situé légèrement en amont du puits (fig. 11). Le remblai du bassin consistait en pierres d'au plus 50 cm de diamètre, et en gravier plus fin.

Pendant les opérations de forage ou de remblayage du bassin, on n'a rencontré aucun problème. Les observations effectuées en 1976 (Beak Consultants, Calgary) ont indiqué qu'il y avait eu affaissement partiel des matériaux de remblai suivi de la stagnation des eaux de surface. Cependant, les fluides de forage ne s'étaient pas échappés du bassin.

A Bent Horn N-72, dont on a visité le chantier en juillet 1977, aucun problème n'était évident. On a noté des incrustations salines sur les matériaux de remblai, mais aucun ruissellement en nappes de ceux-ci.

Les perturbations subies par la végétation, semblaient dépendre largement de la corrasion du sol. Entre 5 et 45 m en aval du bassin, le tapis organique et la couverture végétale ont été fortement dérangés par le passage de véhicules lourds, qui ont creusé des ornières ou raboté le sol. La profondeur importante de certaines ornières indiquait le passage de véhicules à une époque où le mollisol avait déjà fondu (planche 2). Entre 45 et 65 m du bassin, les traces de roulage étaient particulièrement évidentes. En certaines endroits, de la matière organique et des mousses mortes formaient des crêtes de part et d'autre des traces laissées par le passage des véhicules. Entre ces crêtes, la couverture végétale étaient incomplète, le sol était fortement compacté, et l'eau s'accumulait à la surface du sol. A l'intérieur de la grille d'échantillonnage, le seul endroit où la végétation fût intacte se situait à 85 m du bassin, dans une zone basse, gorgée d'eau, à proximité d'une mare naturelle. Dans ce secteur, la couverture végétale, principalement constituée de mousse, occupait 100 p.100 de la superficie.

5.2.2 Profondeur du mollisol:

A Bent Horn N-72, l'épais tapis organique recouvrant le sol constitue une excellente isolation pour le pergélisol sous-jacent, et explique la minceur du mollisol notée en juillet à cet endroit. La profondeur moyenne de dégel dépaissait 20 cm en quelques points situés en aval du bassin (fig. 12), mais sur toute la grille d'échantillonnage, la profondeur du mollisol atteignait généralement 14 à 17 cm.

La forte augmentation de la profondeur du mollisol à 45 cm du bassin, sur la ligne 3 (fig. 12), ne semble pas être liée à des caractéristiques de la surface. Cependant, la corrasion du sol par le passage des véhicules était étendue, et contribuait probablement à augmenter la vitesse de dégel à certains endroits. L'élimination de la végétation isolante par le passage de véhicules à chenilles, et le réchauffement du sol qui en résulte, par modification de l'albédo de la surface, pourraient expliquer l'accroissement de la profondeur du mollisol.

5.2.3 Concentration ionique du sol:

Les concentrations moyennes de potassium extractible à l'acétate d'ammonium, dans le sol de Bent Horn N-72, différaient peu des valeurs de fond (tableau 7). En cet endroit, le potassium était concentré à la surface du sol, où les taux étaient presque trois fois plus élevés qu'à la base du mollisol. Les concentrations de potassium étaient apparemment plus élevées à la surface du sol, entre 5 et 10 m en aval du bassin (fig 13).

Tableau 6. Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de Bent Horn N-72

Produit	Description	Quantité
	SOLIDES	KILOGRAMMES
Baryte	Sulfate de baryum	146 409
Bentonite	Montmorillonite	54 500
	Gel salin	3 364
Polymère Kelzan X-C	Résime xanthane	12 068
Soude caustique	Hydroxyde de sodium	2 929
	Sciure de bois	3 000
Kwik-seal	Fibre de bois et cellophane	6 100
	Mica	1 523
	Coquilles de noix	455
Celloflakes		341
Dowicide B	Trichlorophénate de sodium	93
	Chromate de sodium	1 068
	Bicarbonate de sodium	864
C.M.C.	Carboxyméthylcellulose de sodium	45
Fibre seal		182
	Gypse	623
	Alun de chrome	2 830
Supercol		1 659
TOTAL		238 053
	LIQUIDES	LITRES
Détergent Michem M-D		182
TOTAL		182

Planche 2

Affaissement d'un remblai de gravier à Bent Horn N-72

Accumulation de matière organique et de végétaux morts rejetés par le passage de véhicules à Bent Horn N-72

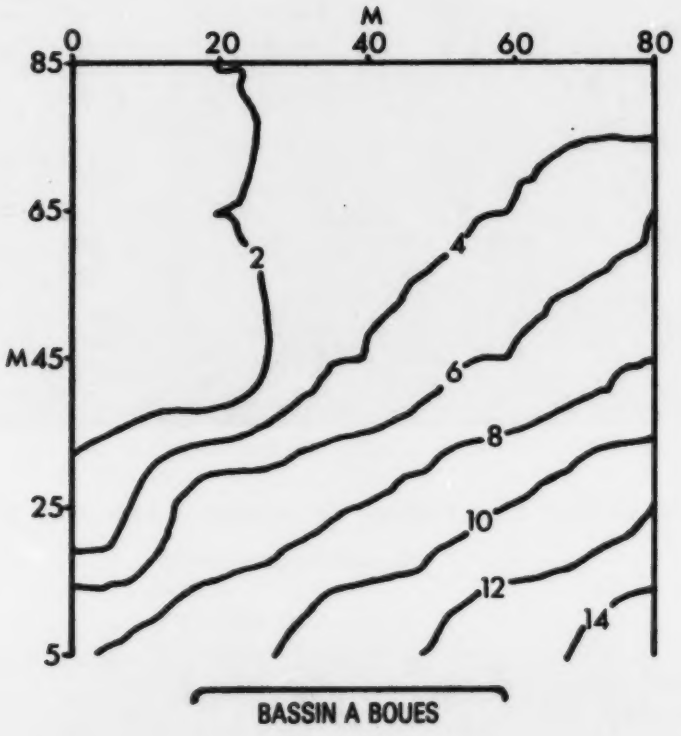


Figure 11. Topographie de Bent Horn N-72 (L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm).

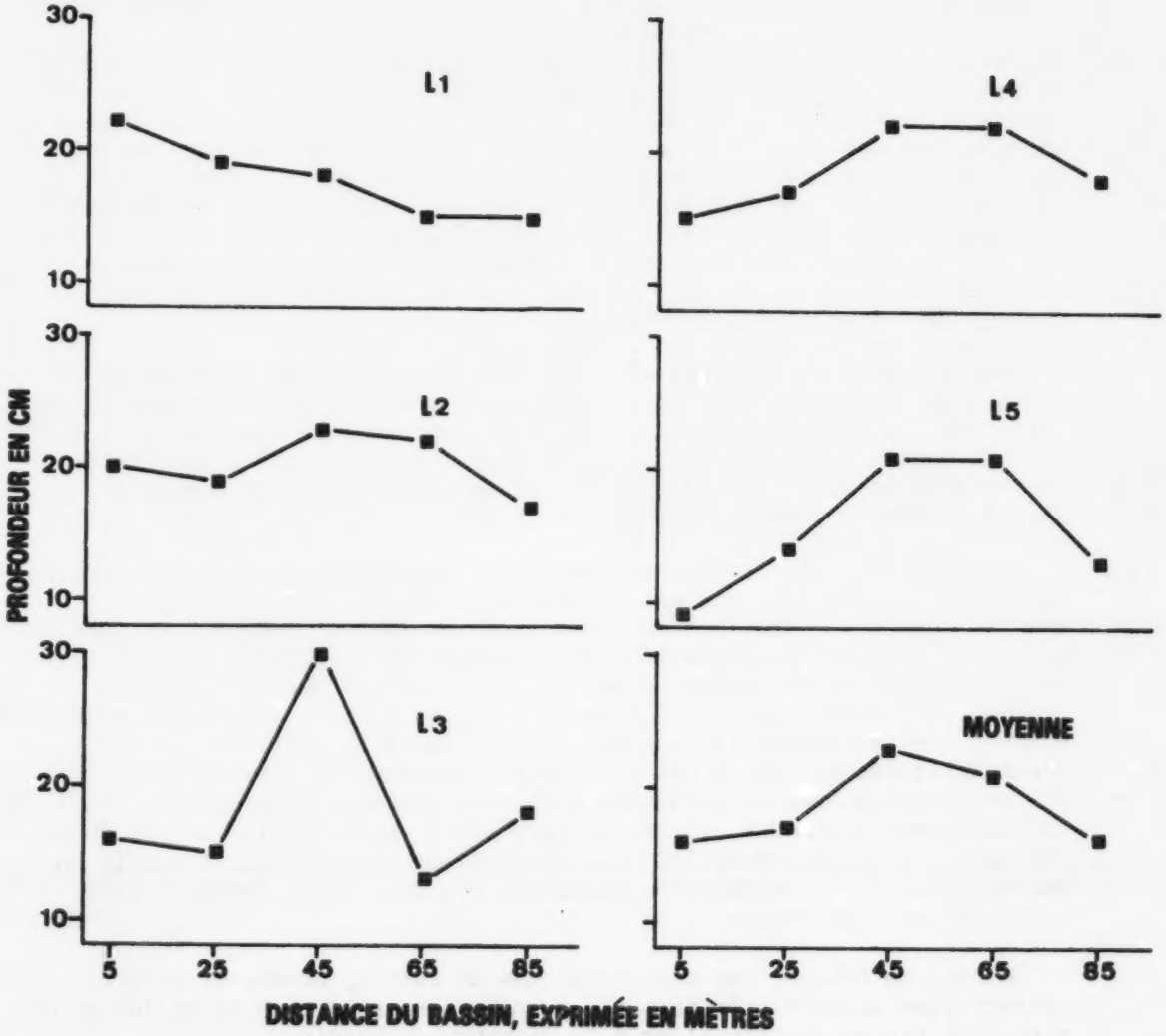


Figure 12. Profondeur du mollisol à Bent Horn N-72 (mesurée le 17 juillet 1977)

L'accumulation de ce cation à 65 m du bassin (tableau 7) était due à une importante augmentation des concentrations en un point d'échantillonnage précis (fig. 13). Celui-ci se trouvait dans une zone très humide, ce qui semblerait indiquer que le potassium, très mobile, a tendance à se concentrer dans les eaux de surface stagnantes.

Les concentrations moyennes de sodium extractible à l'acétate, étaient nettement plus élevées que les concentrations de fond à toutes les prodonfeurs de sol, sur toute la grille d'échantillonnage (tableau 7).

Il y avait visiblement eu un déplacement important des matériaux riches en sodium, issus du bassin. Entre 0 et 5 cm de profondeur, entre 5 et 25 m de distance du bassin, les concentrations de sodium représentaient en moyenne 1 747 p.100 des valeurs de fond. A la base du mollisol, les concentrations correspondantes représentaient 1 013 p.100 des valeurs de fond. A la surface du sol, les concentrations de sodium à 85 m de distance du bassin représentaient 603 p.100 des valeurs de fond. La concentration très élevée de cet ion à 65 m du bassin (tableau 7) correspondait à 2 455 p.100 de la concentration de fond, et représentait une accumulation mesurée en un seul point d'échantillonnage (fig. 14). Ce point se situait dans la zone d'accumulation maximale du potassium. En principe, les raisons de l'accumulation de ces deux ions, en aval du bassin, devraient être les mêmes.

A Bent Horn N-72 (tableau 7), on a utilisé une grande quantité de sulfate de baryum dans les boues de forage, sans que cela se traduise par une élévation des concentrations de baryum extractible dans le sol. En aval du bassin, les concentrations de baryum ne différaient pas fortement des valeurs de fond (tableau 7), et aucune infiltration de baryum à partir du bassin n'était évidente.

A Bent Horn N-72, les concentrations de manganèse extractible, contenu dans le sol organique, étaient relativement élevées vis-à-vis, par exemple, des concentrations mesurées dans les sables de Cape Fleetwood L-21. Il semblait pourtant n'exister aucune corrélation entre les concentrations de manganèse du sol et la distance à partir du bassin (tableau 7). Généralement, les concentrations étaient légèrement plus élevées que les concentrations de fond sur toute la grille d'échantillonnage. En un point d'échantillonnage, on a mesuré une concentration élevée de manganèse à 65 m de distance du bassin, immédiatement au-dessus du toit du pergélisol (tableau 7). Le sol étant détrempé, et la décomposition de la matière organique ainsi ralentie en cet endroit, l'accumulation du manganèse y a sans doute été favorisée dans une certaine mesure.

En aval du bassin, les concentrations de cuivre, plomb, et chrome extractibles étaient très faibles, comprises entre 0 et 0,03 mg/100 g, et n'étaient pas proportionnelles à la distance du bassin.

Tableau 7. Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Bent Horn N-72

Profondeur du sol (cm)	Concentration (mg/100 g) à la distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
0 - 5	32,2 ± 6,9	20,2 ± 4,3	27,9 ± 11,8	76,1 ± 55,6	27,6 ± 6,3	28,4 ± 12,5
P + 5	15,3 ± 1,3	12,6 ± 1,3	14,9 ± 0,6	12,5 ± 0,7	12,0 ± 1,3	10,3 ± 0,8
SODIUM						
0 - 5	86,1 ± 23,5	46,7 ± 15,5	56,4 ± 29,2	93,3 ± 67,8	22,9 ± 11,8	3,8 ± 0,8
P + 5	34,5 ± 7,1	22,2 ± 10,9	6,0 ± 1,2	6,3 ± 1,7	9,9 ± 6,8	2,8 ± 0,3
BARYUM						
0 - 5	1,9 ± 0,4	1,4 ± 0,2	1,5 ± 0,2	1,3 ± 0,2	1,6 ± 0,1	1,3 ± 0,1
P + 5	1,4 ± 0,3	2,0 ± 0,2	2,0 ± 0,1	1,9 ± 0,1	1,9 ± 0,1	1,5 ± 0,2
MANGANESE						
0 - 5	3,4 ± 1,2	5,1 ± 2,0	4,9 ± 0,1	4,9 ± 0,1	5,0 ± 0,1	1,7 ± 0,1
P + 5	3,9 ± 1,3	3,0 ± 1,2	8,9 ± 5,4	13,9 ± 6,4	7,1 ± 2,3	2,1 ± 0,9
ZINC						
0 - 5	0,05 ± 0,004	0,07 ± 0,02	0,09 ± 0,03	0,13 ± 0,03	0,20 ± 0,05	0,06 ± 0,005
P + 5	0,10 ± 0,03	0,09 ± 0,01	0,11 ± 0,03	0,14 ± 0,07	0,20 ± 0,03	0,20 ± 0,09
CHLORURES						
0 - 5	151 ± 12	170 ± 16	181 ± 1	140 ± 21	146 ± 28	106 ± 6
P + 5	162 ± 22	128 ± 17	101 ± 1	103 ± 3	108 ± 10	100 ± 1

* anava significative au niveau $P_0,05$

UD - zone non perturbée

P - toit du pergélisol

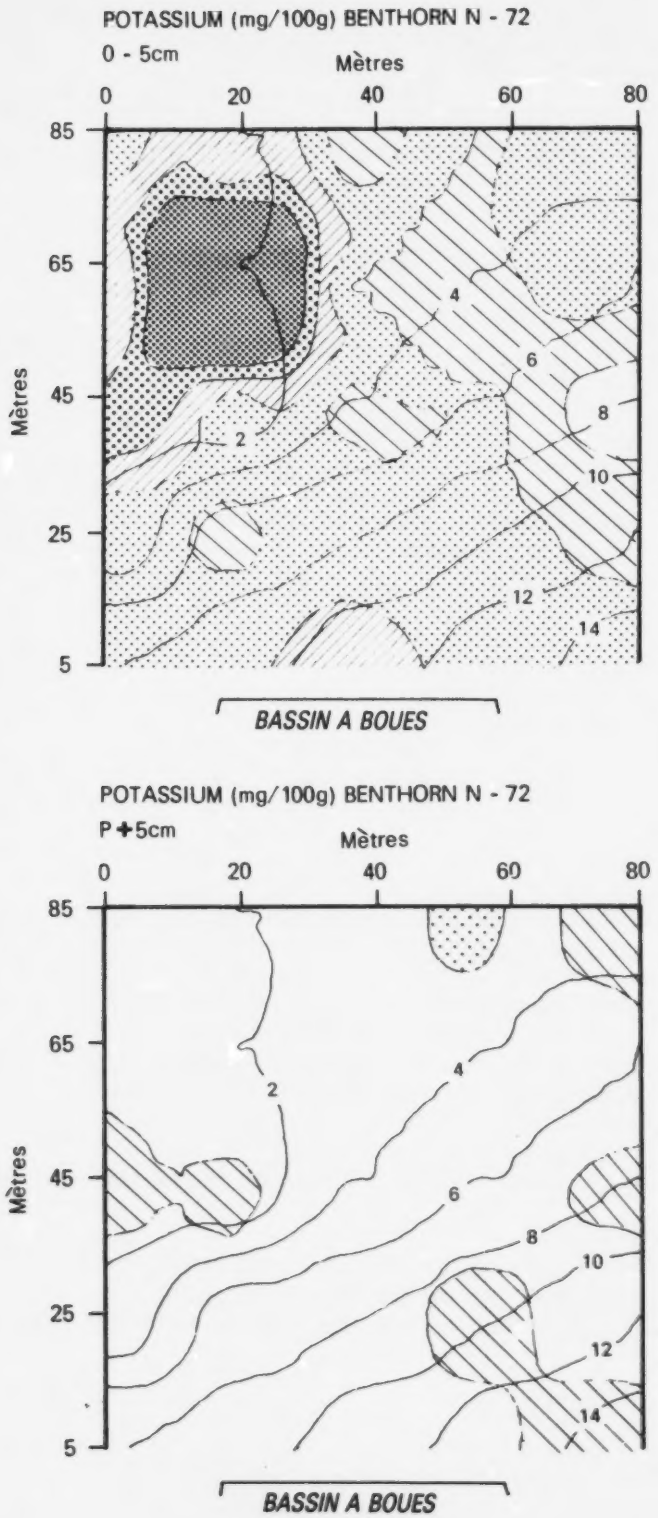


Figure 13. Concentrations de potassium dans le sol à Bent Horn N-72.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol.

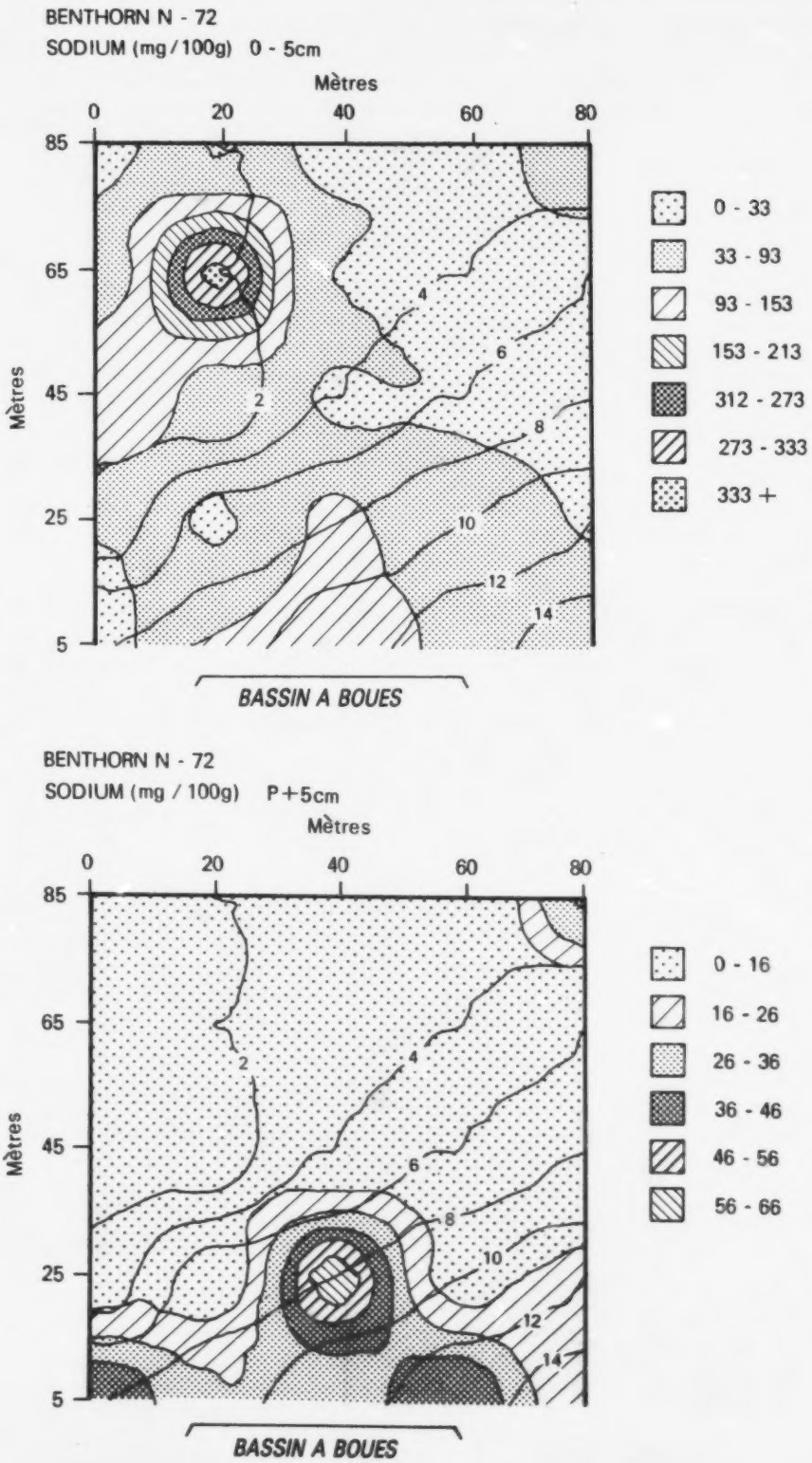


Figure 14. Concentrations de sodium dans le sol à Bent Horn N-72.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol.

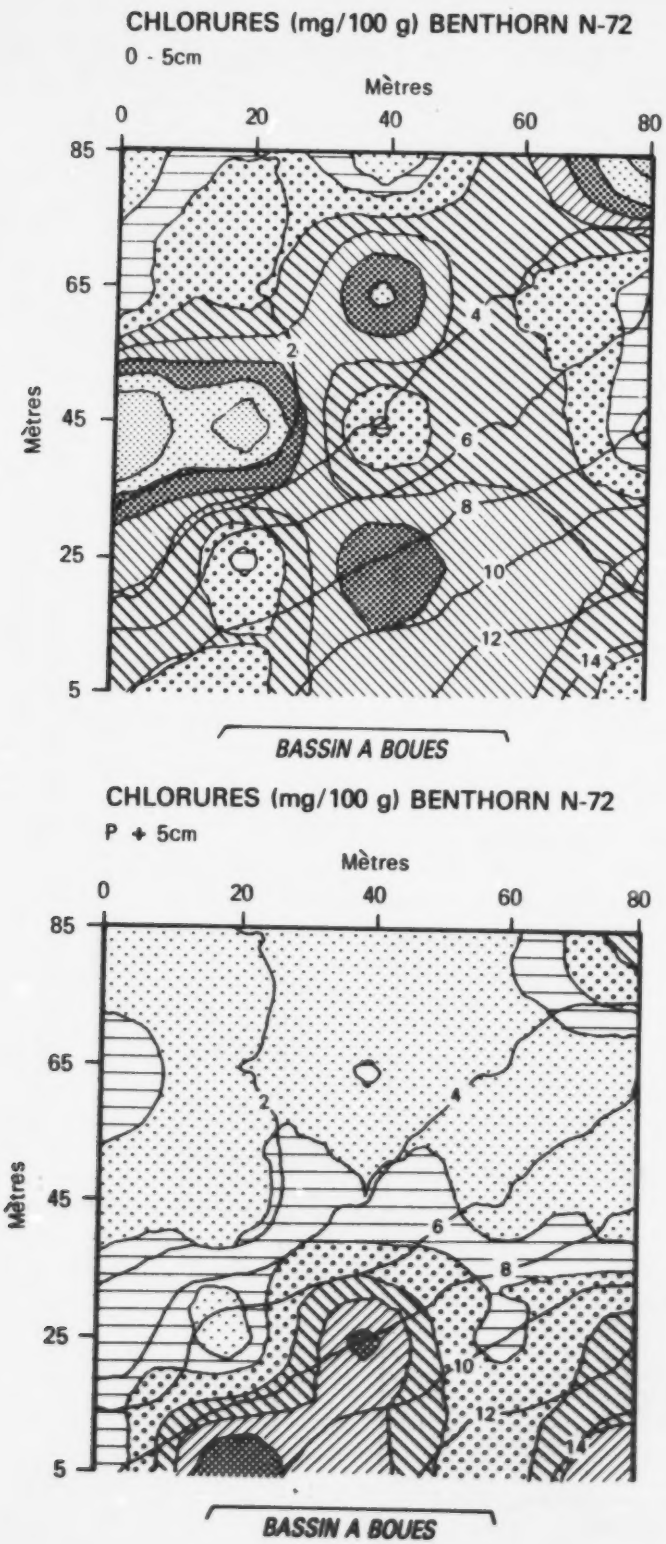


Figure 15. Concentrations des chlorures dans le sol à Bent Horn N-72.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol.

Dans les sols, les concentrations de zinc extractible tendaient à augmenter avec la distance du bassin (tableau 7). Cette tendance était évidente entre 0 et 5 cm de profondeur. Les concentrations de zinc étaient généralement basses (maximum 0,20 mg/100 g) sur toute la grille d'échantillonnage. A proximité du bassin, les très faibles concentrations sont difficiles à expliquer par les activités de forage. Il est cependant possible, qu'en mêlant le sol minéral sur horizons organiques naturels, pendant la construction et le remblayage du bassin, on ait suffisamment modifié le sol, pour qu'une partie du zinc échangeable se trouve chimiquement liée sous une forme inassimilable.

Entre 0 et 5 cm de profondeur, les concentrations moyennes de chlorures extractibles contenus dans le sol (tableau 7) étaient élevées en tous les points de la grille d'échantillonnage, en aval du bassin. Entre 5 et 45 m de distance du bassin, les concentrations moyennes représentaient 158 p.100 des valeurs de fond. A 85 m de distance du bassin, les concentrations moyennes de chlorures à la surface du sol représentaient 138 p.100 des valeurs de fond.

Bien que sans importance du point de vue statistique, cette tendance indiquait une contamination appréciable du sol par des fluides de forage riches en chlorures à Bent Horn N-72 (fig. 15).

Dans les 5 cm de la base du mollisol, les fortes concentrations de chlorures occupaient une superficie plus restreinte (fig. 15). La contamination du sol était évidente entre 5 et 25 m de distance du bassin (tableau 7), mais les taux de chlorure ne dépassaient que légèrement les valeurs de fond sur le reste de la grille d'échantillonnage. Cette tendance était très significative. Immédiatement au-dessus du toit du pergélisol, entre 5 et 25 m du bassin, les concentrations de chlorures dans le sol représentaient environ 146 p.100 des valeurs de fond (tableau 7).

5.2.4 pH du sol

A Bent Horn N-72, le sol était acide, en particulier dans les 5 cm de la base du mollisol (tableau 8). Ceci venait des quantités très élevées de matière organique dans le sol, et en même temps, de la libération d'acides par la décomposition anaérobie dans les sols détrempés. Entre 0 et 5 cm de profondeur, dans un rayon de 5 m à partir du bassin (fig. 16), l'élévation notable du pH du sol était probablement due à un apport d'ions par les fluides de forage répandus. De façon surprenante, immédiatement au-dessus du pergélisol, le pH du sol ne manifestait pas cette tendance. A cette profondeur-là, les sols étaient peut-être mieux tamponnés qu'en surface. Le pH du sol était proche des valeurs de fond sur toute l'épaisseur du mollisol, dans la plupart des sites en aval du bassin (tableau 8).

Tableau 8. pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Bent Horn N-72

Profondeur du sol (cm)		pH à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
0 - 5	*	6,3 ± 0,4	5,5 ± 0,2	5,3 ± 0,2	5,2 ± 0,2	5,0 ± 0,07	5,3 ± 0,2
P - 5	*	4,9 ± 0,1	4,9 ± 0,1	4,9 ± 0,1	4,9 ± 0,09	5,0 ± 0,07	5,2 ± 0,4

* anava significative au niveau $P_{0,05}$
P - toit du pergélisol
UD - zone non perturbée

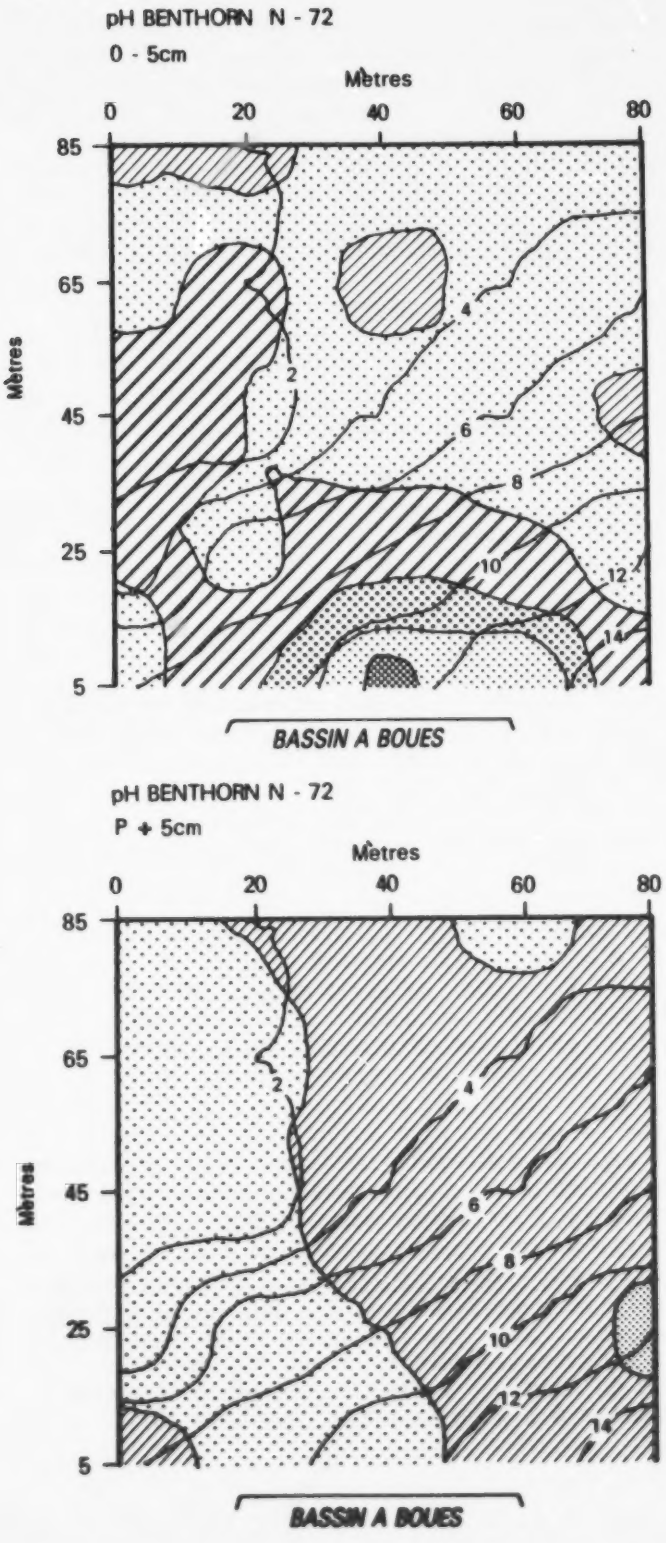


Figure 16. pH du sol à Bent Horn N-72

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et
P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

5.2.5 Concentration ionique des eaux de surface:

A Bent Horn N-72, on a prélevé des échantillons d'eau dans des mares d'eau stagnante recouvrant le remblai du bassin, à environ 1 m de la berme, et entre 30 et 90 m de distance en aval du bassin. Les concentrations de potassium, de sodium et de chlorures solubles dans l'eau, diminuaient très nettement, à mesure qu'on s'éloignait du bassin (tableau 9).

Tableau 9. Concentration ionique des eaux stagnantes à Bent Horn N-72.

Distance à partir du bassin (m)	Concentration ionique (mg/l)		
	K	Na	Cl
1	48,9	536,7	3 880,4
30	16,5	160,0	1 772,9
90	4,3	10,2	167,3

Au-dessus du bassin, les eaux stagnantes étaient fortement contaminées par les fluides résiduaires de forage. Les concentrations de potassium, de sodium et de chlorures dans des mares situées à 1 m du bassin étaient respectivement de 1 037 p.100, 5 162 p.100, 2 220 p.100 supérieures aux taux mesurés à 90 m en aval. Les concentrations de cadmium, chrome, zinc, cuivre, plomb et manganèse étaient négligeables, et comprises entre 0 et 0,05 mg/l.

5.2.6 Distribution de la végétation:

A 5 m de distance du bassin, à Bent Horn N-72, la diversité des espèces végétales était de 38 p.100 inférieure aux valeurs relevées dans les zones non perturbées (tableau 10). Une diminution de la diversité des espèces était aussi évidente sur tous les autres sites en aval du bassin, mais moins prononcée.

La fréquence de toutes les espèces diminuait nettement dans le secteur où le sol avait subi de sérieux dégâts d'origine mécanique à proximité du bassin (tableau 10). Généralement, l'abondance des espèces augmentait en aval. Les espèces les plus résistantes aux perturbations étaient en particulier Ditrichum flexicaule, Pogonatum alpinum var. septentrionale (Bird.) Bird. Cetraria delisei (Bury ex Schaer.), Th. Fr. et Alopecurus alpinus. Ces espèces apparaissaient avec une fréquence relativement élevée (par rapport aux zones intactes), dans les zones fortement perturbées, à 25 m de distance du bassin. Pourtant, même ces espèces étaient nettement moins fréquentes à 5 m de la berme (tableau 10).

Les valeurs VDI étaient faibles en aval du bassin, par rapport à celles caractérisant la zone intacte (tableau 10), ce qui indique que la végétation avait été dérangée sur une grande échelle. Les dommages étaient maximaux dans un rayon de 5 m à partir de la berme, et dans ce secteur la corrasion du sol était très importante. La faible valeur VDI à 85 m de distance du bassin (de 30 p.100 inférieure à celle relevée dans la zone intacte) a été davantage attribuée à une réduction de la diversité des espèces, qu'à une faible fréquence des espèces (tableau 10). A cette distance du bassin, on n'a pu constater aucune perturbation d'origine mécanique de la végétation. La réduction de la diversité des espèces était fonction de la saturation du sol par les eaux souterraines.

Dans l'analyse par moyennes réciproques, l'axe 1 couvrait 24 .100 de la variation d'abondance des espèces. L'axe 2 couvrait 17 p.100 de la variance résiduelle. Ces deux axes ne couvraient ensemble que 41 p.100 de la variation totale d'abondance des espèces, ce qui indiquait une hétérogénéité appréciable de la végétation à Bent Horn N-72.

La classe IV de perturbation des communautés (CD) indiquant une végétation fortement dérangée, se limitait à un étroit secteur de 10 m de rayon à partir du bassin, à Bent Horn (fig. 17). Les concentrations de certains ions du sol, principalement les ions chlorure en surface et les ions sodium dans le sous-sol, étaient élevées dans ces secteur. La végétation y était souvent endommagée par une couverture de gravier, ou en raison de la corrasion du sol.

Dans la zone de corrasion sérieuse, située entre 10 et 30 m de distance du bassin (fig. 17), la végétation était moyennement endommagée (classe III). La distribution de la végétation de classe III entre 45 et 70 m, en aval du bassin, coïncidait avec de fortes concentrations de sodium, manganèse et chlorures dans le sol. La zone de classe III peu étendue et située entre 80 et 85 m du bassin (fig. 17), n'indiquait pas l'étendue des perturbations, mais réflétait l'appauvrissement de la diversité des espèces dans une zone de transition entre la végétation terrestre et la végétation aquatique. La végétation de classe II occupait une grande étendue (fig. 17) en N-72. En comparaison, la végétation de classe I (très faiblement perturbée) était rare.

5.2.7 Concentration ionique des plantes:

En aval du bassin, les concentrations de potassium, sodium et chlorures chez Alopecurus alpinus étaient nettement plus élevées que les valeurs de fond relevées à Bent Horn N-72. Chez cette espèce, les concentrations moyennes de sodium et de chlorures, sur toute la grille d'échantillonnage, correspondaient à 876 p.100 et 182 p.100 des valeurs de fond respectivement (tableau 11). Généralement, les concentrations de sel tendaient à être maximales chez les végétaux poussant dans des sols contaminés par les fluides de forage, entre 5 et 45 m de distance du bassin.

Tableau 10. Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Bent Horn N-72
(UD -- végétation non perturbée)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
MOUSSES						
Aulacomnium turgidum	5	40	60	100	90	100
Ditrichum flexicaule	35	95	100	100	100	100
Plagiomnium medium ssp. curvatulum		20	40	85	55	100
Poganatum alpinum var. septentrionale	25	75	100	80	100	100
Rhizomium sp.		30	40	75	45	50
Sphagnum sp.				20		
Mousses mortes	55	100	100	100	100	100
LICHENS						
Cetraria cucullata	15		10	15	20	88
Cetraria delisei	30	65	65	100	65	100
Parmelia omphalodes	20	50	70	100	60	100
Peltigera cfr. leucophlebia				10		
Pertusaria dactylina	40	45	95	80	75	100
Pseudephebe pubescens						63
Thamnolia subuliformis	35	50	100	70	70	100
Lichen sp.						25
PLANTES SUPERIEURES						
Alopecurus alpinus	40	80	80	100	100	100
Cardamine bellidifolia	5			10	5	75
Draba corymbosa	5	40	10		10	88
Luzula sp.	25	40	60	30	45	100
Papaver radicatum			5			13
Ranunculus sulphureus		5	5	5		
Saxifraga foliolosa		5				38
Saxifraga nivalis	5	10				38
Saxifraga rivularis	10	40	60	60	35	100
Stellaria monantha	10	35	30	35	25	75
VDI	14	33	41	47	40	70

VDI - Indice de perturbation de la végétation (%)

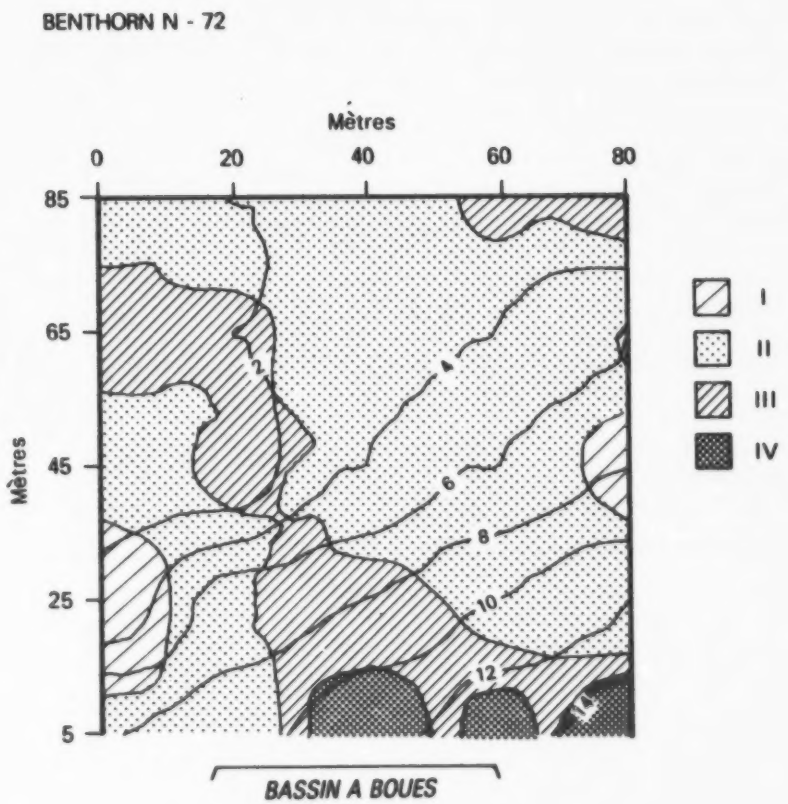


Figure 17. Carte des classes de perturbation des communautés (CT) à Bent Horn N-72

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et la végétation classée en plusieurs catégories, de la moins perturbée (classe I) à la plus perturbée (classe IV)

Tableau 11. Concentration (mg/100 g) de potassium, de sodium, zinc et chlorures totaux chez les espèces végétales de Bent Horn N-72 (UD -- zones non perturbées)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
Alopecurus alpinus	40,5	48,6	57,6	62,6	60,8	37,2
Aulacomnium turgidum				5,4	12,8	oligo
Ditrichum flexicaule	10,8	11,7	9,45	10,8	10,8	1,4
SODIUM						
Alopecurus alpinus	390,0	690,8	389,8	305,7	176,1	44,6
Aulacomnium turgidum				90,1	90,1	21,3
Ditrichum flexicaule	95,0	248,0	317,4	155,1	51,0	21,0
ZINC						
Alopecurus alpinus	11,5	9,2	10,0	11,1	10,8	13,3
Aulacomnium turgidum				12,0	8,9	6,3
Ditrichum flexicaule	8,0	12,0	9,8	10,7		
CHLORURES						
Alopecurus alpinus	4 878,3	5 798,2	6 541,6	5 374,5	3 846,9	2 899,1
Aulacomnium turgidum				1 728,3	1 752,8	1 616,8
Ditrichum flexicaule	1 477,4	2 685,4	2 174,3	2 100,0	1 728,3	1 240,5

Dans les zones contaminées, l'espèce Ditrichum flexicaule concentrait le sodium dans ses tissus, surtout entre 25 et 65 m de distance du bassin, où les valeurs représentaient en moyenne 1 144 p.100 des valeurs de fond (tableau 11). Cependant, chez cette espèce, les taux de chlorures n'étaient pas élevés. Chez Aulacomnium turgidum, les concentrations de sel présentaient une tendance similaire entre 65 et 85 m de distance en aval. Cette espèce n'apparaissait pas en quantités suffisantes pour un échantillonnage entre 5 m et 65 m de distance du bassin.

Chez aucune des trois espèces dominantes échantillonnées à Bent Horn (tableau 11), les concentrations de zinc étaient relativement faibles dans leurs tissus. Sur toute la grille d'échantillonnage, les concentrations de zinc étaient semblables aux valeurs de fond, et l'on n'a observé aucune corrélation entre ces concentrations et la distance des plantes par rapport aux zones contaminées proches du bassin.

5.3 Charles Point G-07

5.3.1 Description de sites et historique du puits:

Charles Point G-07 (76°26' 26,75"N 103°07' 0,306"O) se situe sur un terrain de désert semi-polaire (comportant des étendues isolées de prairie de toundra), sur le littoral sud-est de l'île Cameron (fig. 1a). Régionalement, la topographie est celle d'une plaine côtière. Le puits est situé sur une crête de plage exposée, à environ un kilomètre de la ligne de rivage. Les sols de surface sont des sables limoneux, localement recouverts par une "cuirasse" désertique, composée de pierres de petite taille.

Sur G-07, la profondeur totale de forage s'élevait à 3 865 m. Le puits a été amorcé le 10 octobre 1976 et complété le 31 juin 1977. Au tableau 12, sont citées les quantités de solides utilisés lors du forage et déversés dans le bassin à boues, ainsi que les quantités totales d'agents nettoyants et de constituants liquides des boues (à l'exception de l'eau).

Les fluides résiduaires de forage ont été déversés dans un bassin à boues, d'environ 40 m x 46 m x 4 m, creusé dans une couche peu profonde de sables limoneux recouvrant un sable pur. Le bassin se situait en amont d'une pente (fig. 18). Près de la berme du bassin, le pente présentait un angle de 2° à 4°, sur la partie de la crête de plage orientée vers l'océan. Le matériau de remblai du bassin était un mélange de gravier grossier, de sable et de roche broyée. Les opérations de forage ou de remblayage du bassin à boues n'ont posé aucun problème.

Lorsque l'on a visité le site en 1977, on a noté un certain degré d'affaissement du remblai et l'accumulation d'eau stagnante. Sur les pierres et le sol, à proximité immédiate de la berme, on a aussi remarqué la formation d'importants dépôts de sel. Sur la berme d'aval, on a noté un mélange partiel des boues de forage et du sol, mais il semble que les fluides de forage aient été retenus. Il semble aussi qu'il y ait eu glissement du sable enlevé par l'érosion au bassin, mais la végétation n'a été que légèrement enfouie. Les matériaux érodés étaient largement limités à un ravin naturel qui traversait la grille d'échantillonnage.

Des observations directes semblent indiquer que les perturbations physiques étaient légères à Charles Point G-07, et largement limitées à des zones situées à proximité immédiate du bassin (planche 3). On a noté que le terrain était partiellement endommagé dans le coin nord-est de la grille (65 m à 85 m du bassin) par un forage sismique, mais que la zone concernée était peu étendue. Entre 45 m et 85 m du bassin, la végétation était relativement peu dérangée. La couverture végétale des portions plus sèches de cette zone occupait environ 10 p.100 à 20 p.100 de la superficie, mais couvrait 90 p.100 du terrain (principalement grâce aux mousses) dans les secteurs plus humides.

5.3.2 Profondeur du mollisol

Entre 5 m et 25 m du bassin (fig. 18), on a noté une légère augmentation du taux de dégel du pergélisol vers la mi-juillet, probablement causée par le passage de véhicules le long du front de la berme.

Cependant, les effets thermiques des activités de forage se limitaient principalement à la zone concédée où se trouvait le puits.

C'est à 45 m en aval du bassin, à la base d'une pente faible, que le toit du pergélisol se rapprochait le plus de la surface. La couverture végétale isolante plus épaisse, en même temps qu'un plus fort taux d'humidité du sol, expliquent probablement les réductions d'épaisseur du mollisol dans ce secteur. Généralement, le dégel y était plus profond qu'à Cape Fleetwood L-21 (où les sols sont aussi sableux), peut-être parce que l'albédo de surface (les sols superficiels étaient plus foncés à Charles Point G-07) et les caractères du sous-sol y sont aussi différents.

5.3.3 Concentration ionique du sol:

En aval du bassin, à toutes les profondeurs de sol, les concentrations moyennes de potassium extractible à l'acétate ne différaient guère des valeurs de fond (tableau 13). On a noté une légère élévation des taux entre 0 cm et 5 cm de profondeur, et 5 m et 25 m de distance du bassin (ils représentaient à peu près 197 p.100 des valeurs de fond), mais cette tendance n'était pas nettement établie. Les concentrations du potassium en surface, légèrement plus élevées que les valeurs de fond à 85 m de distance du basin (fig. 20), résultaient peut-être d'une contamination provoquée par le forage sismique. Dans cette zone, on a observé plusieurs accumulations de débris rocheux, peu importantes toutefois. Comme les composés contenant du potassium n'étaient pas des constituants importants de boues de forage (tableau 13), les concentrations de ce cation dans le sol devaient naturellement être faibles.

Sur toute la profondeur du mollisol (tableau 13), on a observé une tendance à la diminution des taux de sodium extractible, en aval du bassin, en fonction de l'éloignement de celui-ci (tableau 13). Cette tendance était particulièrement prononcée entre 0 cm et 5 cm de profondeur. En surface, entre 5 m et 25 m du bassin, les concentrations moyennes de sodium représentaient environ 1 596 p.100 des valeurs de fond. Dans la même zone, entre 15 cm et 20 cm de profondeur, les concentrations de ce cation représentaient environ 729 p.100 des valeurs de fond. Ces résultats indiquent qu'il y avait eu à Charles Point G-07 une contamination appréciable du sol par des fluides de forage enrichis en sodium. La surface de sol contaminée était plutôt réduite, et couvrait moins de 25 p.100 de la grille d'échantillonnage (fig. 21). Entre 15 cm et 20 cm de profondeur, on n'a noté des taux élevés de sodium qu'en trois points de la grille d'échantillonnage (fig. 21). A la base du mollisol, les concentrations de ce cation ne différaient que très légèrement des valeurs de fond (tableau 13).

Planche 3.

Vue aérienne de Charles Point G-07, montrant le remblai du bassin, et la forte corrasion d'un secteur proche de la berme d'aval

Remblai de gravier grossier à Charles Point G-07 bordant la berme du bassin à boues.

Tableau 12. Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de forage à Charles Point G-07

Produit	Description	Quantité
	SOLIDES	KILOGRAMMES
Baryte	Sulfate de baryum	73 182
Bentonite	Argile Montmorillonite	13 182
Kelzan X-C (polymère)	Gomme xanthane	13 023
Peltex	Lignosulfonate de ferrochrome	500
Soude caustique	Hydroxyde de sodium	9 943
	Coquilles de noix	3 645
	Paraformaldéhyde	500
	Chromate de sodium	500
	Bicarbonate de sodium	773
S.A.P.P.	Pyrophosphate acide de sodium	91
C.M.C.	Carboxyméthylcellulose de sodium	91
	Alun de chrome	2 964
TOTAL		118 394
	LIQUIDES	LITRES
Adafoam		205
Will-do		659
TOTAL		864

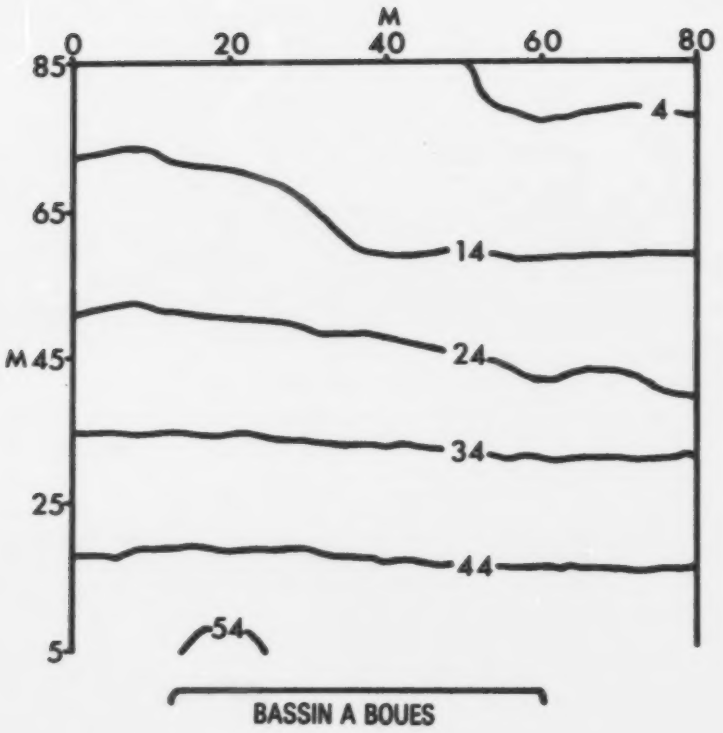


Figure 18. Topographie de Charles Point G-07
(L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm)

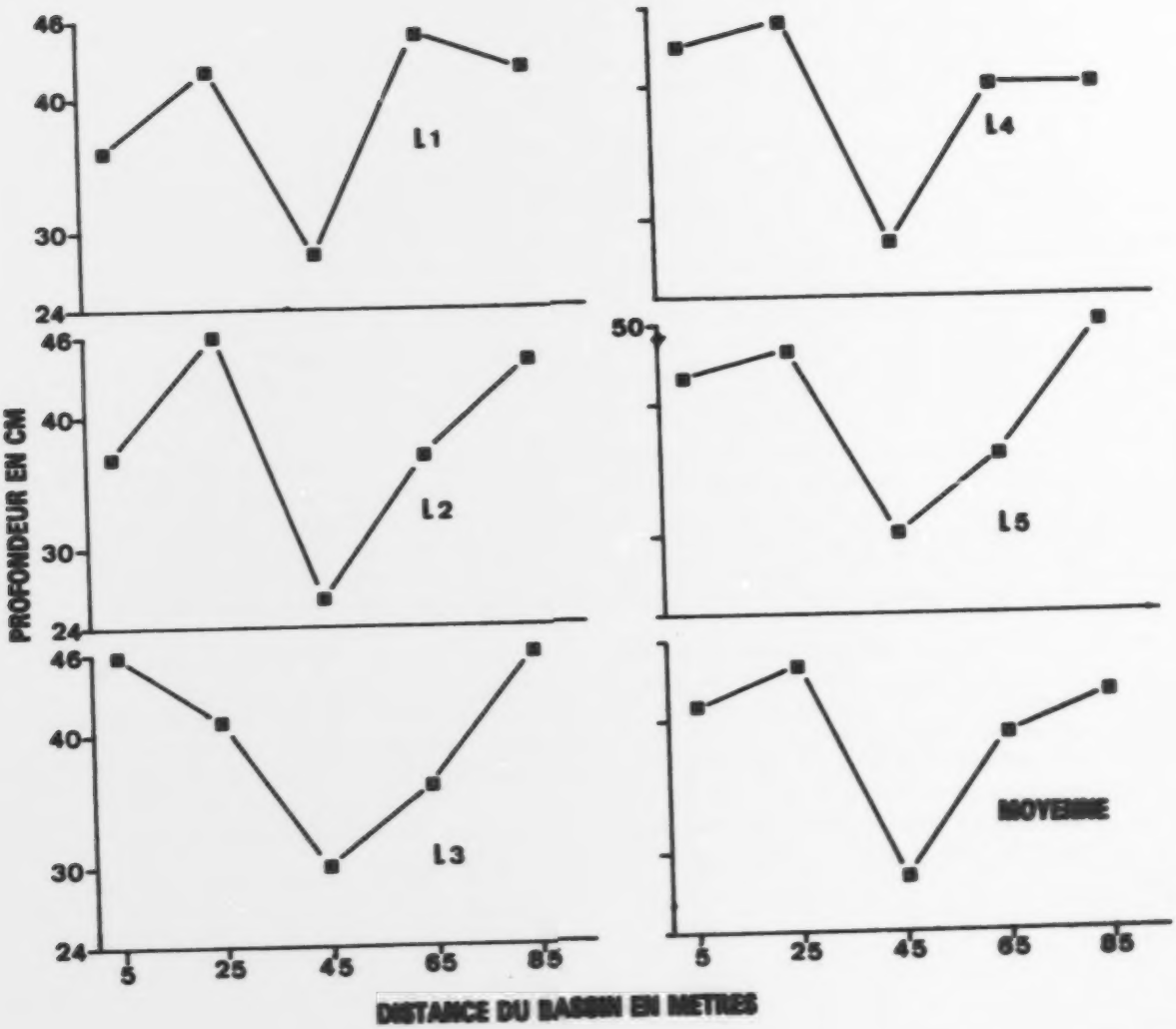


Figure 19. Profondeur du mollisol à Charles Point G-07 (mesurée le 18 juillet 1977)

Les taux échangeables de baryum et de manganèse du sol étaient très faibles en aval du bassin, et en général, ne différaient que légèrement des valeurs de fond (tableau 13). On a noté une certaine corrélation entre une augmentation des concentrations de baryum et la proximité du bassin, entre 0 cm et 20 cm de profondeur; cependant, entre 5 m et 45 m de distance du bassin, les valeurs moyennes ne représentaient que 121 p.100 des valeurs de fond. Entre 0 cm et 5 cm de profondeur, et 5 m et 25 m de distance du bassin, le manganèse du sol présentait une tendance similaire (les taux représentaient environ 282 p.100 des valeurs de fond), mais la superficie où la concentration de manganèse augmentait dans le sol était faible.

A 45 mètres du bassin, les concentrations relativement élevées de manganèse dans le sol reflètent probablement un accroissement du taux de matière organique avec la présence d'une couverture végétale plus complète à la base de la crête de plage.

Il existe un certain degré de corrélation entre les concentrations, pourtant faibles, de cuivre du sol extractible à l'acétate, à proximité immédiate du bassin, les concentrations moyennes représentaient environ 513 p.100 des valeurs de fond (tableau 13). Le mouvement descendant du cuivre dans le sol se traduisait par une augmentation de sa concentration dans les 5 cm de la base du mollisol. A cette profondeur, sur la zone d'échantillonnage, les concentrations moyennes représentaient environ 820 p.100 des valeurs de fond, et l'on a rencontré des concentrations atteignant 600 p.100 des valeurs de fond à 85 m en aval du bassin (tableau 13).

En certains points d'échantillonnage, à 45 m de distance du bassin et entre 15 et 20 cm de profondeur, et immédiatement au-dessus du toit du pergélisol (fig. 22), les taux de cuivre particulièrement élevés ne semblaient être pas associés à la moindre structure superficielle. On suppose que l'accumulation de cuivre en ces endroits résultait du drainage souterrain, ou des caractères physiques et chimiques du sol.

Sur toute la profondeur du mollisol, en fonction de la distance en aval du bassin, les taux de zinc extractible diminuaient, ce qui indiquait une contamination du sol par des fluides de forage contenant du zinc, à Charles Point G-07. Cette tendance était particulièrement notable entre 0 et 5 cm de profondeur (tableau 13). A proximité du bassin, entre 0 et 5 cm de profondeur, 15 et 20 cm, et à la base du mollisol, les concentrations moyennes de zinc correspondaient à 938 p.100, 500 p.100 et 480 p.100 des valeurs de fond.

Tableau 13. Concentrations moyennes (avec erreurs-types) de cations et chlorures extractibles du sol à Charles Point G-07

Profondeur du sol (cm)	Concentration (mg/100 g) à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
0 - 5	6,9 ± 1,1	6,5 ± 1,4	4,6 ± 0,6	3,8 ± 0,8	5,1 ± 1,1	3,4 ± 0,1
15 - 20	3,6 ± 0,5	3,2 ± 0,2	4,1 ± 0,7	3,0 ± 0,7	3,2 ± 0,5	3,2 ± 0,2
P + 5	4,1 ± 0,7	2,9 ± 0,4	3,9 ± 0,9	2,8 ± 0,6	3,2 ± 0,5	3,0
SODIUM						
0 - 5 *	52,0 ± 21,1	31,0 ± 8,0	8,8 ± 1,2	16,9 ± 7,7	8,9 ± 3,6	2,6 ± 0,4
15 - 20	14,6 ± 7,3	10,2 ± 3,7	7,8 ± 2,2	6,4 ± 3,4	3,5 ± 1,1	1,7 ± 0,5
P + 5	7,0 ± 3,3	3,1 ± 0,3	4,8 ± 1,7	3,8 ± 1,0	2,9 ± 0,8	3,5 ± 0,3
BARYUM						
0 - 5	0,46 ± 0,05	0,56 ± 0,07	0,45 ± 0,05	0,36 ± 0,06	0,63 ± 0,11	0,43 ± 0,11
15 - 20	0,46 ± 0,09	0,47 ± 0,05	0,51 ± 0,09	0,32 ± 0,06	0,39 ± 0,03	0,37 ± 0,18
P + 5	0,50 ± 0,07	0,47 ± 0,05	0,51 ± 0,11	0,33 ± 0,07	0,42 ± 0,05	0,50 ± 0,21
MANGANESE						
0 - 5	0,46 ± 0,10	0,33 ± 0,03	0,28 ± 0,02	0,23 ± 0,04	0,23 ± 0,03	0,14 ± 0,03
15 - 20	0,16 ± 0,03	0,20 ± 0,04	0,32 ± 0,07	0,16 ± 0,03	0,15 ± 0,03	0,07 ± 0,02
P + 5	0,15 ± 0,03	0,13 ± 0,03	0,33 ± 0,08	0,15 ± 0,03	0,25 ± 0,06	0,07 ± 0,005
CUIVRE						
0 - 5	0,25 ± 0,11	0,05 ± 0,10	0,11 ± 0,05	0,06 ± 0,02	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,005
15 - 20	0,16 ± 0,06	0,07 ± 0,01	0,30 ± 0,21	0,07 ± 0,02	0,11 ± 0,04	0,03 ± 0,005
P + 5	0,17 ± 0,07	0,20 ± 0,08	0,30 ± 0,19	0,19 ± 0,06	0,18 ± 0,08	0,03 ± 0,005
ZINC						
0 - 5 *	0,75 ± 0,38	0,10 ± 0,03	0,13 ± 0,06	0,08 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,08 ± 0,04
15 - 20	0,30 ± 0,14	0,11 ± 0,05	0,12 ± 0,03	0,07 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,06 ± 0,02
P + 5	0,24 ± 0,11	0,14 ± 0,06	0,12 ± 0,05	0,08 ± 0,02	0,07 ± 0,01	0,05
CHLORURES						
0 - 5 *	125 ± 31	131 ± 42	109 ± 2	136 ± 21	109 ± 3	106 ± 1
15 - 20 *	130 ± 24	117 ± 10	109 ± 4	105 ± 2	104 ± 1	105 ± 1
P + 5	117 ± 12	104 ± 1	97 ± 1	103 ± 2	104 ± 2	106 ± 1

* anava significative au niveau $P_{0,05}$ UD - zone non perturbée P - Toit du pergélisol

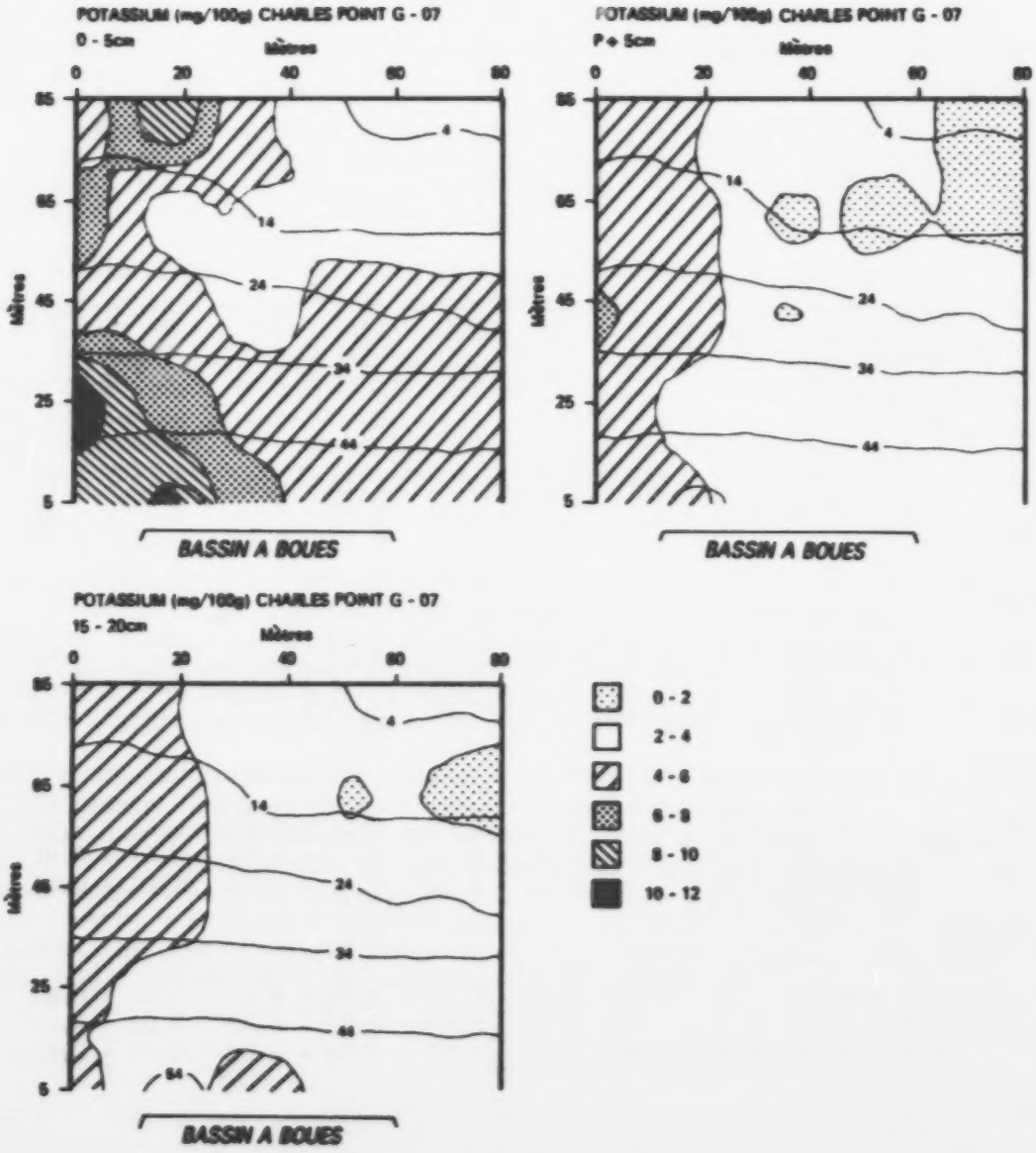


Figure 20. Concentrations de potassium dans le sol à Charles Point G-07.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

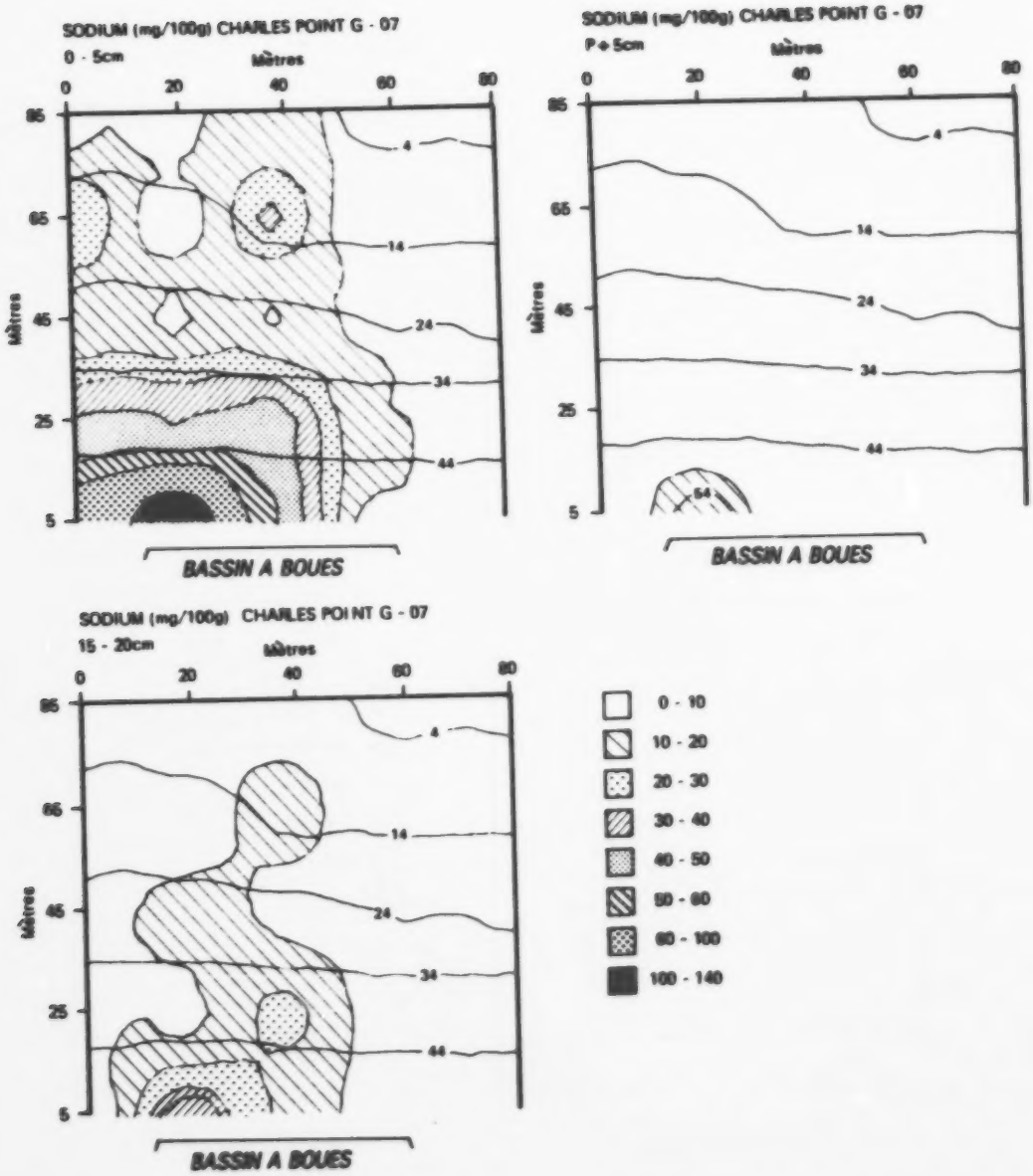


Figure 21. Concentrations de sodium dans le sol à Charles Point G-07.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

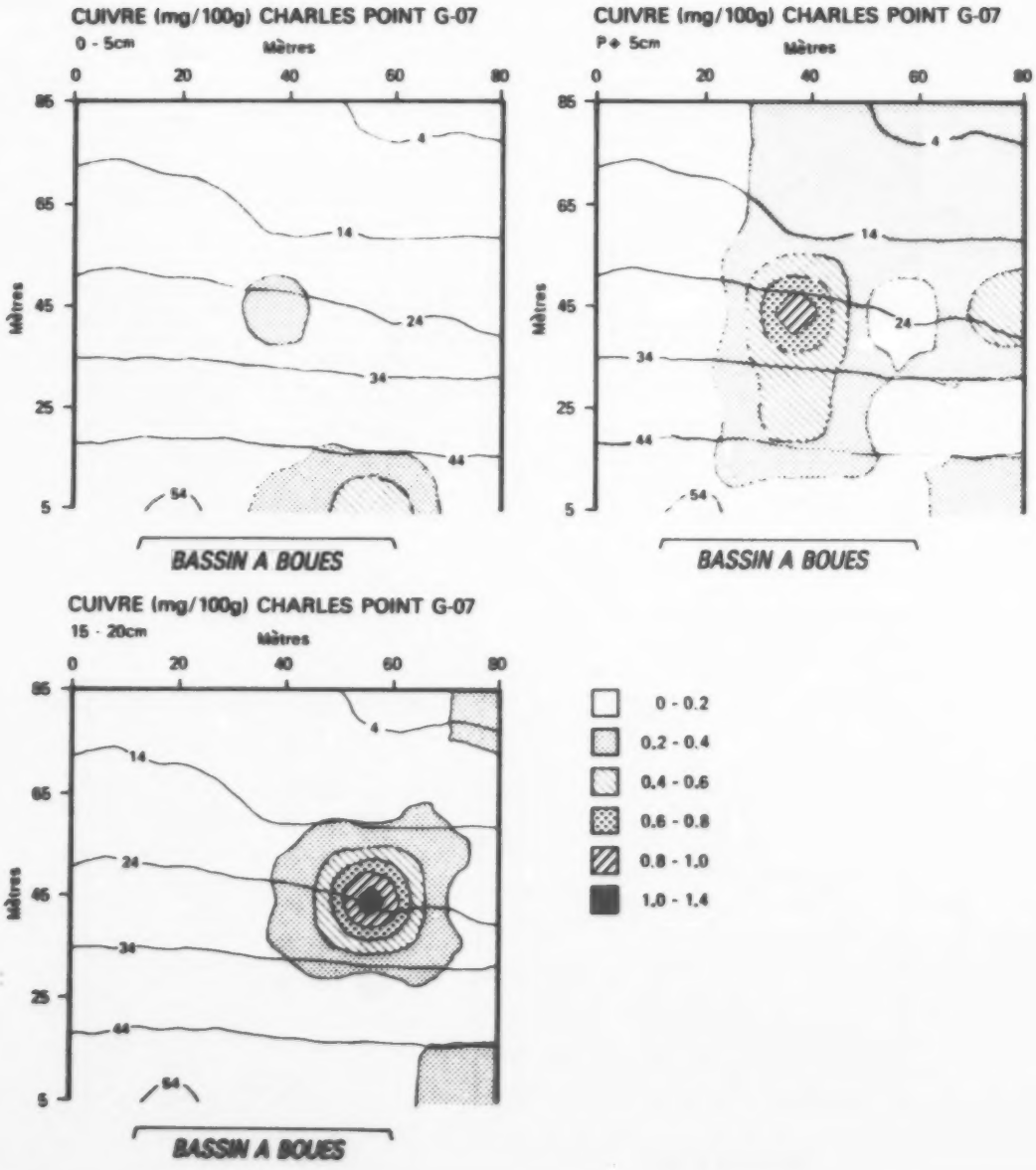


Figure 22. Concentrations de cuivre dans le sol à Charles Point G-07.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en cm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

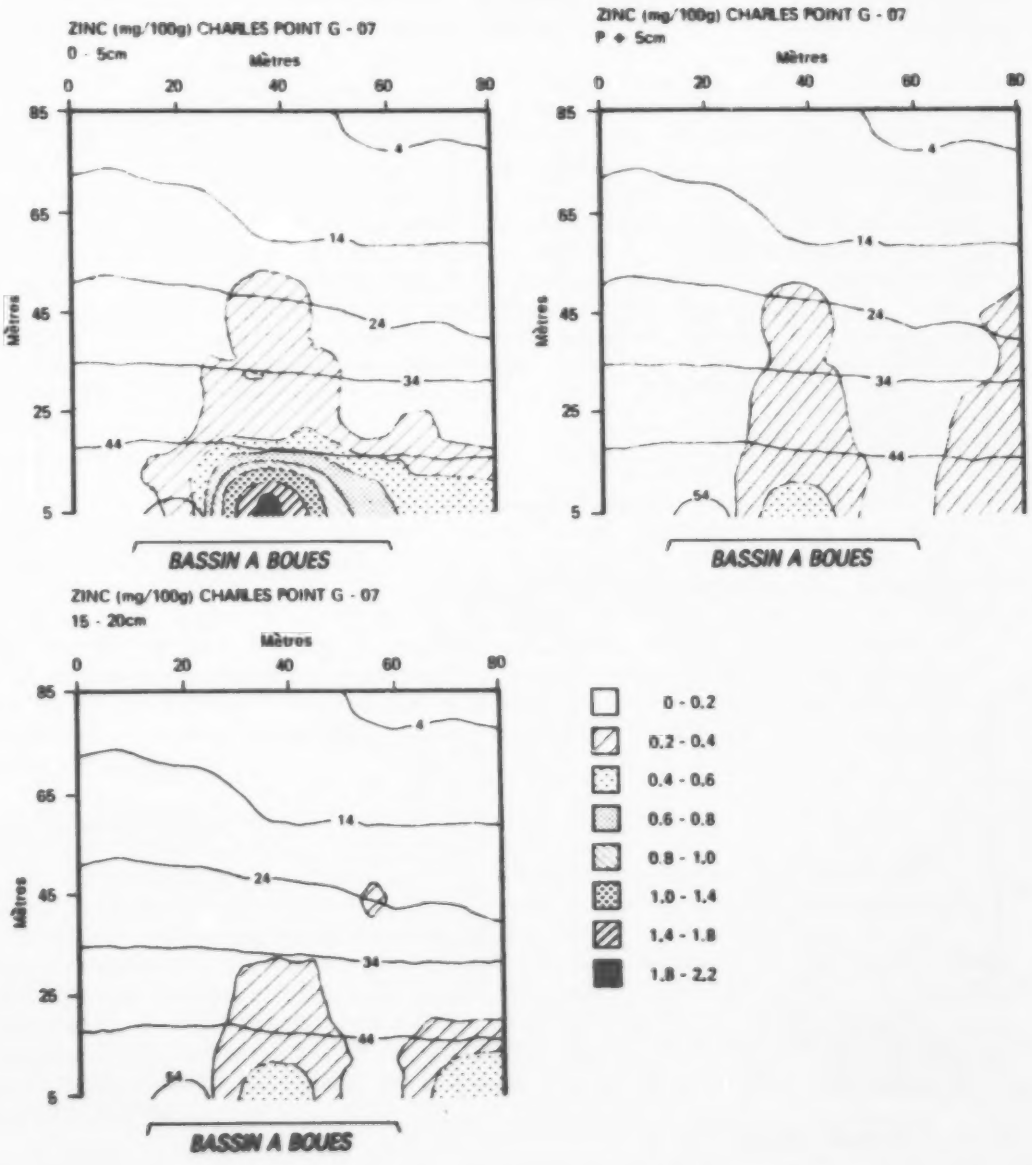


Figure 23. Concentrations de zinc dans le sol à Charles Point G-07.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

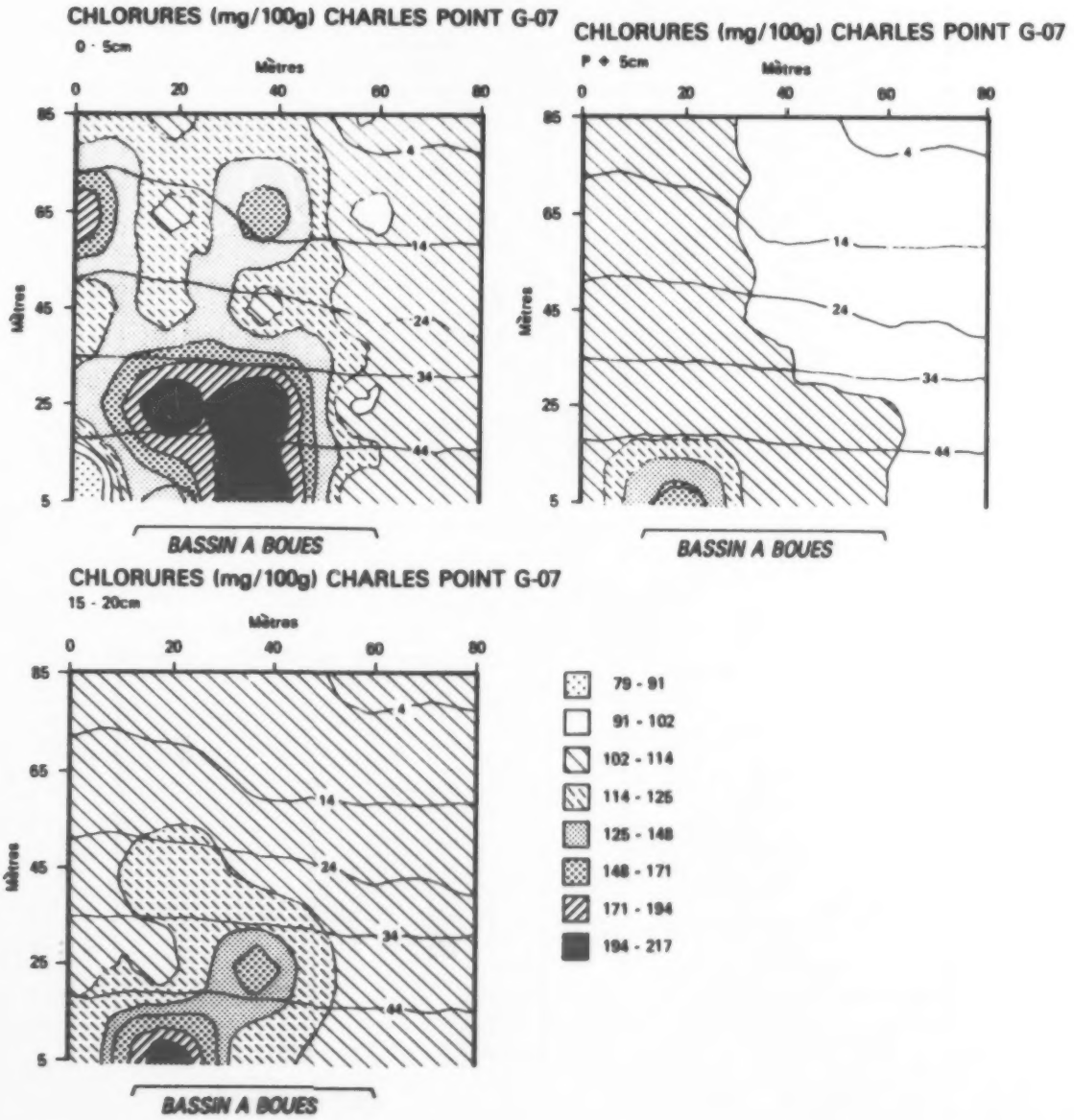


Figure 24. Concentrations de chlorures dans le sol à Charles Point G-07.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en cm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

Sur toute la profondeur du mollisol, entre 25 et 45 m de distance du bassin, la concentration moyenne représentait 190 p.100 des valeurs de fond. En général, le zinc assimilable se concentrait à la surface du sol. Entre 0 et 5 cm de profondeur, la zone de forte contamination n'avait qu'une faible extension latérale et longitudinale (fig. 23), mais dans une zone restreinte, on a noté des concentrations très élevées (atteignant au maximum 2 750 p.100 des valeurs de fond). Entre 15 et 20 cm de profondeur, et immédiatement au-dessus du toit du pergélisol, la contamination du sol par le zinc occupait une superficie plutôt limitée (fig. 23).

La contamination légère du sol par les chlorures des fluides de forage se réflétait dans les concentrations élevées de cet ion à proximité du bassin (tableau 13). Cependant, cette tendance n'était pas significative, et entre 0 et 20 cm de profondeur, à 5 et 25 m de distance du bassin, la concentration moyenne de chlorures extractibles ne représentait que 119 p.100 des valeurs de fond. Immédiatement au-dessus du toit du pergélisol, on a décelé un certain degré de contamination du sol par des chlorures, mais sur une étendue très restreinte (fig. 24). A cet endroit (tableau 13), les valeurs de fond relativement élevées des taux de chlorures pourraient s'expliquer par la nature des sols intacts qui, à l'origine, formaient une plage marine.

5.3.4 pH du sol:

Dans des zones non perturbées de Charles Point G-07, le pH du sol était acide sur toute l'épaisseur du mollisol (tableau 14). Les sols superficiels (0-5 cm) situés en aval du bassin étaient légèrement acides, mais entre 15 et 20 cm de profondeur, et immédiatement au-dessus du toit du pergélisol entre 45 m et 85 de distance du bassin (tableau 14, fig. 25), le pH tendait à devenir neutre. Il était difficile d'établir un lien entre cette seconde tendance et le déversement de produits venant des boues de forage. Toutefois, il est possible qu'elle dépende de modifications en profondeur de l'écoulement souterrain, à la base de la crête de plage.

5.3.5 Concentration ionique des eaux de surface:

La contamination saline des eaux formant des mares au-dessus du remblai du bassin était indiquée par des concentrations respectives de potassium, sodium et chlorures et 20,8, 240,0 et 2 375,0 mg/l. Malheureusement, on n'a mesuré aucune valeur de fond, et, en raison des différences de nature des substrats, il était impossible d'effectuer des comparaisons avec les autres sites. Les concentrations de cadmium, chrome, zinc, cuivre, plomb et manganèse dans les mares situées à la surface du bassin variaient de 0 à 0,01 mg/l, et n'étaient pas significatives.

5.3.6 Distribution de la végétation:

Au tableau 15, sont énumérées les fréquences en pourcentage des espèces végétales observées à Charles Point G-07. La diversité des espèces n'a presque pas été modifiée par les forages effectués sur ce site. Par rapport aux zones intactes, on a noté une réduction (de 20 p.100) du nombre des espèces à 5 m du bassin, ce qui est léger.

Entre 5 et 10 m de la berme du bassin, on a noté une diminution de l'abondance de la plupart des espèces dans les zones fortement perturbées (tableau 15). La fréquence des espèces augmentait fortement à 25 m en aval. Entre 45 et 85 m du bassin, la fréquence d'un grand nombre d'espèces, en particulier des lichens, pouvait se comparer à leur fréquence dans les zones non perturbées. Les espèces résistantes aux perturbations, et apparaissant avec des fréquences relativement élevées à proximité du bassin, étaient en particulier Pertusaria dactylina (Ach.) Nye., Thamnolia subuliformis, Alopecurus alpinus et Luzula spp. Aucune espèce ne devenait plus abondante immédiatement à proximité de la berme, bien que la fréquence de certaines espèces fût plus élevée à 45 m qu'à de plus grande distances en aval (tableau 15).

A Charles Point G-07, la très faible perturbation de la végétation se traduisait par des valeurs similaires dans les zones non perturbées et la plupart des zones situées au-dessous du bassin (tableau 15). Ce sont surtout les zones proches de la berme qui étaient endommagées. A 5 m de distance du bassin, les valeurs VDI étaient inférieures de 42 p.100 aux valeurs caractérisant le secteur non perturbé (tableau 15). Les valeurs VDI plus basses, notées dans la zone intacte, par rapport à celles mesurées à 85 m du bassin, résultaient d'une réduction de la diversité des espèces.

Ceci reflétait probablement de légères différences dans les microsites, par exemple, l'existence d'un sol superficiel légèrement plus acide dans la zone intacte (tableau 14), et une situation topographique plus haute et plus exposée.

Dans les analyses par moyennes réciproques, l'axe 1 couvrait 35 p.100 de la variabilité d'abondance des espèces à Charles Point G-07. Certains des points d'échantillonnage étaient distribués sur l'axe 2, qui couvrait 14 p.100 de la variance résiduelle. Combinés, les deux axes couvraient 49 p.100 de la variabilité des données relatives à l'abondance des espèces.

La végétation la plus fortement perturbée, placée dans la classe III du système CD, se limitait à un rayon de 15 m à partir du bassin (fig. 26). Dans ce secteur, les dégâts causés à la végétation par le passage de véhicules et le dépôt de matériaux de remblai étaient étendus. Les concentrations de sodium, de zinc et de chlorures dans le sol étaient

Tableau 14. pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Charles Point G-07

Profondeur du sol (cm)	pH à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
0 - 5	6,5 ± 2,9	6,6 ± 1,5	6,7 ± 1,5	6,6 ± 1,7	6,3 ± 1,3	5,7 ± 0,4
15 - 20 *	6,2 ± 2,2	6,4 ± 1,9	7,3 ± 0,7	7,1 ± 2,3	6,9 ± 1,5	6,4 ± 0,5
P - 5 *	6,5 ± 2,6	6,8 ± 2,5	7,4 ± 1,8	7,4 ± 1,1	7,3 ± 1,3	6,8 ± 0,4

* anava significative au niveau $P_{0,05}$
P - toit du pergélisol
UD - zone non perturbée

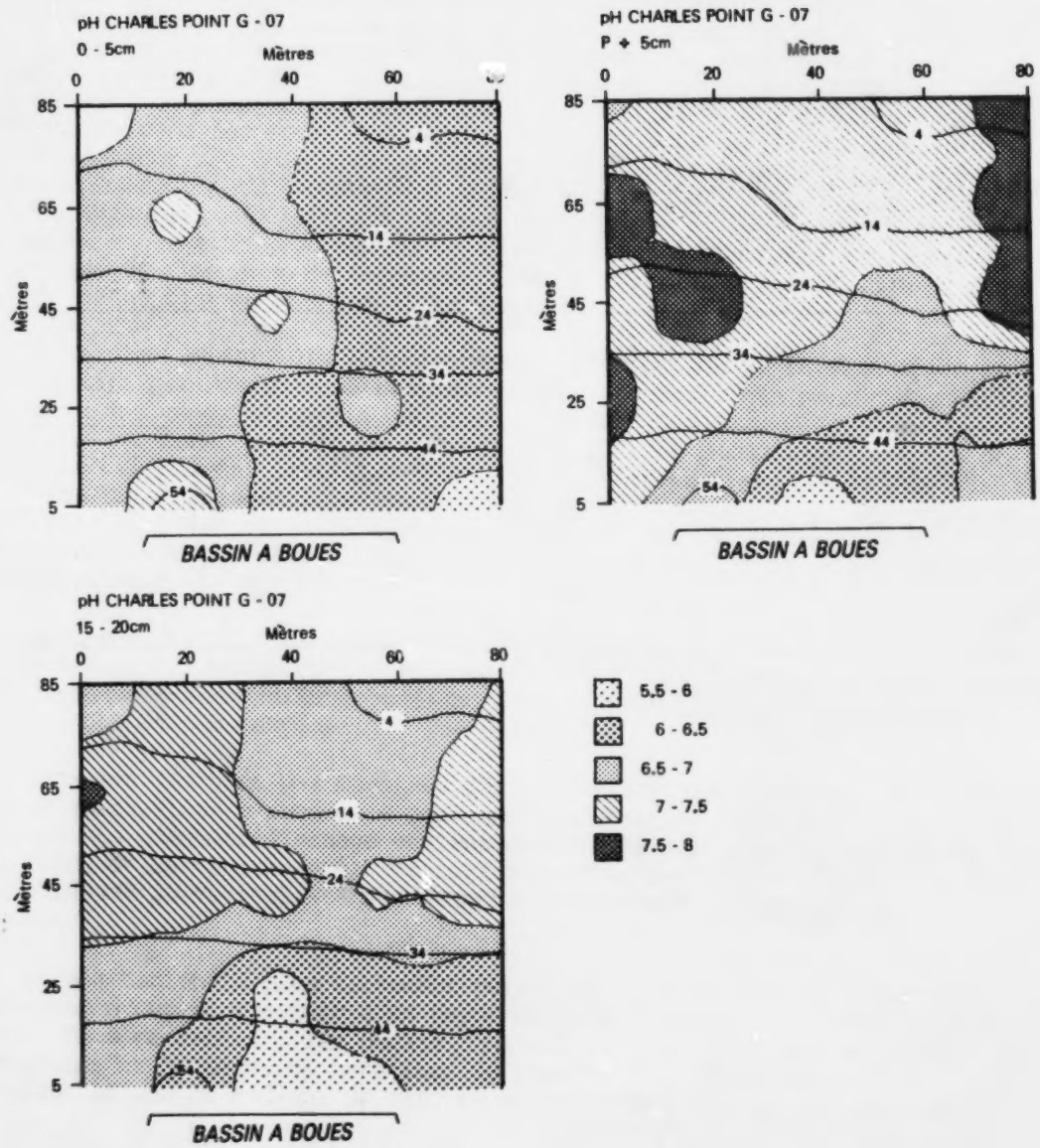


Figure 25. pH du sol à Charles Point G-07.

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol.

Tableau 15. Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Charles Point G-07 (UD — végétation non perturbée)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
MOUSSES						
Ditrichum flexicaule			15	45	70	100
Poganatum alpinum var. septentrionale	5	60	50	65	95	100
Mousses mortes	85	90	100	100	100	100
LICHENS						
Cetraria cucullata	10	60	100	85	90	100
Cetraria delisei		50	100	90	85	100
Cetraria tilesii		45	100	65	85	13
Parmelia omphalodes	20	95	100	95	100	100
Pertusaria dactylina	70	100	100	90	100	100
Pseudephebe pubescens		25	85	80	65	50
Thamnolia subuliformis	75	95	100	100	100	100
Lichen sp.		5	15		45	
PLANTES SUPERIEURES						
Alopecurus alpinus	50	50		60	80	50
Cardamine bellidifolia	25	80	80	50	80	100
Cerastium regelii			15			
Draba Alpina	20	75	80	50	80	75
Draba corymbosa		90	60	60	90	25
Festuca brachyphylla					10	
Luzula sp.	55	100	75	100	100	100
Minuartia rossii		45	60	45	85	
Oxyria digyna	5	35	20	10	15	
Papaver radicatum	15	90	85	40	80	100
Potentilla hyparctica		25	20	25	80	63
Ranunculus sulphureus		25	20	20	30	75
Saxifraga caespitosa	15	55	75	50	95	
Saxifraga flagellaris ssp. platysepala					5	
Saxifraga nivalis	20	60	60	60	95	100
Saxifraga oppositifolia	15	20	65	55	75	
Saxifraga rivularis	25	100	85	90	90	100
Stellaria monantha	20	45	50	45	30	100
VDI	18	52	59	54	70	60

VDI - Indice de perturbation de la végétation (%)

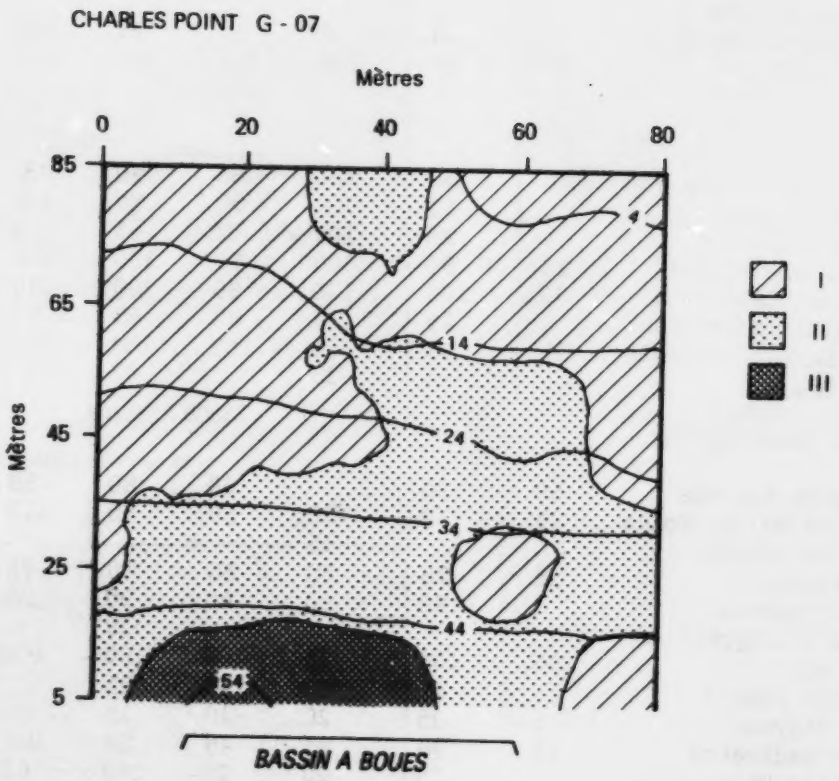


Figure 26. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Charles Point G-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et les classes de végétation vont de la catégorie la moins perturbée (classe I) à la catégorie la plus fortement perturbée (classe IV).

elles aussi élevées. La végétation moyennement perturbée (classe II) était largement distribuée entre 5 m et 50 m en aval du bassin (fig. 26). Il n'existait pas de corrélation évidente entre la végétation de classe II, et la concentration ionique du sol. Entre 15 et 25 m de distance du bassin, on a noté un certain degré de corrasion du sol, qui avait peu d'effets sur la végétation. Entre 45 m et 85 m de distance, la végétation paraissait en grande partie intacte (classe I).

5.3.7 Concentration ionique des plantes:

Au tableau 16, sont données les concentrations de sodium, zinc, plomb et chlorures chez certaines des espèces végétales dominantes de Charles Point G-07.

Chez Alopecurus alpinus et Papaver radicatum, les gradients indiquant l'accroissement du taux de sodium avec la proximité des bassins, étaient bien définis. Chez Alopecurus, à 5 m du bassin, la concentration de sodium représentait 1 269 p.100 des valeurs de fond. Dans les tissus de spécimens de Papaver, à 25 m en aval, les concentrations de ce cation représentaient 1 324 p.100 de la concentration mesurée à 85 m de distance. Chez Luzula spp. et Saxifraga oppositifolia, les taux de sodium étaient élevés sur toute la grille d'échantillonnage, mais les gradients de concentration, en fonction de la proximité des zones contaminées par le sel, étaient mal définis.

Chez les spécimens de Alopecurus alpinus poussant près du bassin, les concentrations de chlorures représentaient 279 p.100 des valeurs de fond. Chez Luzula spp. et Saxifraga oppositifolia, les taux de chlorures étaient relativement élevés dans les sols contaminés. Chez la seconde espèce, les concentrations de chlorures dans les tissus, entre 5 m et 65 m du bassin, représentaient en moyenne 241 p.100 des valeurs de fond relevées à 85 m en aval.

Chez les spécimens de Saxifraga oppositifolia, situés à 5 m du bassin, les concentrations de plomb représentaient 425 p.100 des valeurs de fond. Cependant, chez la plupart des espèces, les concentrations de plomb étaient très basses, et ne semblaient pas présenter de corrélations avec les sols contaminés par les fluides de forage. Luzula spp. contenait des quantités relativement élevées de plomb à proximité du bassin, mais les valeurs de fond étaient elles aussi élevées. Il semble aussi que des spécimens de Luzula spp., poussant dans des zones contaminées, concentraient le zinc. On n'a pu prouver de façon concluante qu'il existait chez les autres espèces dominantes des gradients de concentration du zinc en fonction de la proximité du bassin.

Tableau 16 Concentration (mg/100 g) de sodium, de zinc, de plomb et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Charles Point G-07 (UD -- zones non perturbées)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
SODIUM						
Alopecurus alpinus	501,3			140,8		39,5
Luzula sp.	202,5	340,0			168,3	27,5
Papaver radicatum		1 680,0	465,9	38,4	126,9	
Saxifraga oppositifolia	185,0	345,0	176,7	326,6	47,8	
ZINC						
Alopecurus alpinus	9,8			10,0		10,5
Luzula sp.	14,5	9,5			12,1	2,0
Papaver radicatum			10,7	8,8	9,8	
Saxifraga oppositifolia	8,0	7,6	6,6	6,5	7,0	
PLOMB						
Alopecurus alpinus	5,0			3,5		oligo
Luzula sp.	10,2	3,9			8,3	9,0
Papaver radicatum		9,2	5,5	8,7	3,2	
Saxifraga oppositifolia	10,2	3,1	3,3	3,0	2,4	
CHLORURES						
Alopecurus alpinus	7 423,4			3 138,8		2 664,9
Luzula sp.	1 811,9	5 145,9			3 247,6	2 380,6
Papaver radicatum			2 211,5	1 881,6	2 772,9	
Saxifraga oppositifolia	2 285,8	3 127,7	2 365,0	1 712,0	984,6	

Planche 4

Vue aérienne de Robert Harbour K-07, montrant la proximité du site par rapport à un cours d'eau naturel, le déversement de boues de forage près de la tête de puits, et le ravin traversant le remblai du bassin à droite du déversement de boues

Déversement en surface de boues de forage près de la tête de puits, à Robert Harbour K-07.

5.4 Robert Harbour K-07

5.4.1 Description du site et historique du puits:

Robert Harbour K-07 (76° 36' 32,20"N 104° 02' 14,10"O) est situé sur un terrain désertique semi-polaire, à l'extrémité nord de l'île Cameron (fig. 1a). La topographie est régionalement celle d'une plaine côtière, et le puits est situé sur une plage plate, entre 2 et 3 kilomètres de distance du littoral actuel. Les sols sont des sables contenant une faible proportion de limons. Le tracé du réseau hydrographique est dendritique.

On a foré K-07 jusqu'à une profondeur total de 3 805 m. Le puits a été amorcé le 26 avril 1974, et complété le 17 août 1974. Au cours des opérations de forage, on a employé deux types de boues: les profondeurs sont exprimées en mètres:

0 - 368 boues à gel salin
368 - 3 805 mélange gel frais - polymère Kelzan X-C

Au tableau 17, sont énumérées les quantités totales de constituants solides des boues, de constituants liquides excluant l'eau et d'agents nettoyants utilisés. On a utilisé à la fois de l'eau douce et de l'eau salée lors des opérations de forage.

On a déversé les boues résiduaires de forage et les déblais de forage dans un bassin de dimensions approximatives 41 m x 31 m x 3 m, creusé dans un sable bien drainé. Le bassin était placé sur un terrain légèrement incliné (avec une pente de 0° à 2°), à proximité immédiate d'un cours d'eau naturel (fig. 27). Le matériau de remblai du bassin était un sable provenant de l'excavation initiale. Pendant le forage, le bassin n'a posé aucun problème, mais les inspecteurs chargés de contrôler l'utilisation des terres ont noté (le 12 août 1975) que des fluides de forage s'étaient échappés du bassin après le remblayage.

Sur toute la superficie du bassin, on a observé un important affaissement du remblai en juillet 1977. Un ravin d'environ 1 mètre de profondeur et 3 mètres de large, formé par l'érosion, traversait le bassin (planche 4). Le remblai sableux et les boues de forage s'étaient échappés par ce ravin dans le cours d'eau adjacent de plus grandes dimensions (planche 4). Celui-ci (inclus dans la grille d'échantillonnage) rejoignait directement l'océan Arctique. A la surface du bassin et dans le cours d'eau naturel, on pouvait observer des dépôts considérables de sel et de produits chimiques de couleur rose. A proximité de la tête de puits, on a aussi noté qu'il s'était produit un léger déversement de boues de forage, accompagné de dépôts de sel (planche 4), mais la zone d'échantillonnage n'était pas directement touchée.

A Robert Harbour K-07, les matériaux sableux non consolidés étaient fortement dérangés. Le passage de véhicules lourds avait formé de nombreuses ornières et sur la zone concédée, la végétation était pratiquement non-existante. En raison de l'extension des dégâts hors de la zone concédée, il a été nécessaire d'élargir la grille d'échantillonnage jusqu'à 80 m x 100 m, pour échantillonner une végétation relativement intacte. Les principales causes des dégâts causés à la végétation à l'intérieur de la grille d'échantillonnage (entre 0 et 50 m en aval du bassin) semblaient être l'enfouissement de la végétation sous une couverture de sable, la corrasion de la surface du sol, et la contamination chimique du sol (les dépôts de sel étaient étendus). Très peu de plantes étaient présentes dans les secteurs fortement perturbés proches du bassin. Dans cette zone, les principales plantes recolonisatrices étaient Oxyria digyna, Alopecurus alpinus et Luzula spp. Dans les zones non perturbées, la couverture végétale occupait environ 20 p.100 à 30 p.100 du terrain.

5.4.2 Profondeur du mollisol:

Bien qu'à la mi-juillet, à Robert Harbour K-07, la profondeur de dégel ait varié le long des diverses lignes de la grille d'échantillonnage (fig. 28), la profondeur moyenne du toit du pergélisol n'avait pas fortement variée en fonction de la distance du bassin. On a noté une légère augmentation de la profondeur du mollisol à proximité de la berme d'aval, mais il ne semblait pas y avoir de rapport entre cette augmentation et les activités de forage.

5.4.3 Concentration ionique du sol:

A la surface du sol, le potassium extractible s'était concentré à proximité du bassin et dans un cours d'eau naturel, situé à 45 m en aval de la berme (fig. 29). A 5 m de distance du bassin, la concentration superficielle moyenne représentait 213 p.100 des valeurs de fond (tableau 18), et certaines valeurs allaient jusqu'à 463 p.100 des valeurs de fond. Dans le cours d'eau, les concentrations moyennes de potassium étaient légèrement inférieures (environ 180 p.100 des valeurs de fond); cependant, elles indiquaient un déplacement des fluides de forage riches en potassium, le long des pentes à Robert Harbour K-07.

Entre 15 cm de profondeur et la base du mollisol et 25 et 45 m de distance de la berme (fig. 29), des accumulations de potassium prouvaient aussi le migration de cet ion en aval du bassin. A 45 m de la berme (tableau 18), les concentrations moyennes étaient nettement plus élevées (d'environ 213 p.100) qu'entre 85 et 100 m de distance de celle-ci. Cette différence était significative du point de vue statistique. Les points d'échantillonnage situés à 105 m du bassin étaient surélevés au-delà du cours d'eau. Ces zones n'ont pas présenté de contamination par le potassium (fig. 29).

Tableau 17 Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de Robert Harbour K-07

Produits	Description	Quantité
	SOLIDES	KILOGRAMMES
Baryte	Sulfate de baryum	225 227
Bentonite	Argile Montmorillonitique	59 091
	Gel salin	5 864
Polymère Kelzan X-C	Résine xanthane	12 818
Peltex	Lignosulfonates de ferrochrome	750
Soude caustique	Hydroxyde de sodium	5 420
Chaux	Hydroxyde de calcium	386
Dowicide B	Trichlorophénate de sodium	161
	Stéarate d'aluminium	130
	Bicarbonate de sodium	273
C.M.C.	Carboxyméthylcellulose de sodium	273
	Gypse	645
Plâtre	Gypse fin	1 409
	Alun de chrome	2 077
TOTAL		314 524
	LIQUIDES	LITRES
Magcobar		114
	Combustible Diesel	10 490
	Pétrole brut	4 053
Pipelax		295
Sparto Ep		358
TOTAL		15 310

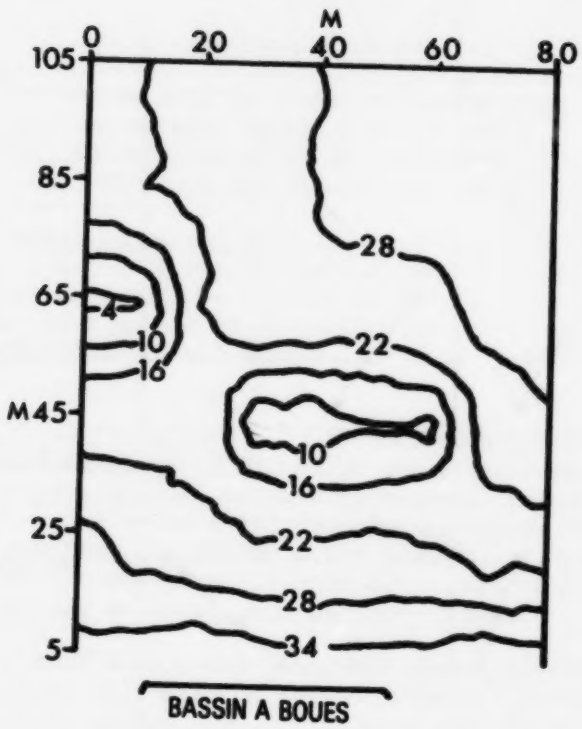


Figure 27. Topographie de Ribert Harbour K-07
(l'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm)

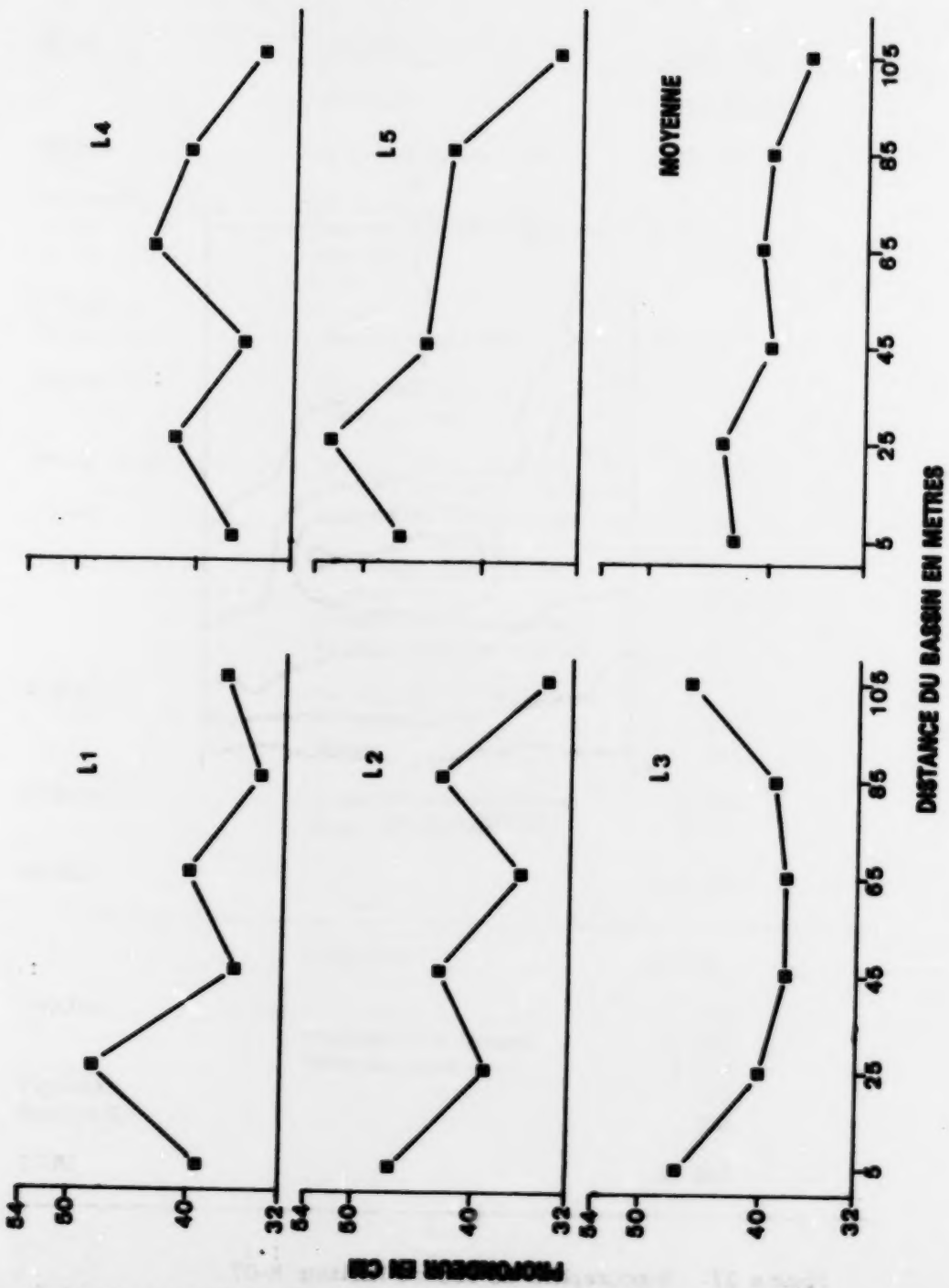


Figure 28. Profondeur du mollisol à Robert Harbour K-07 (mesurée le 20 juillet 1977)

Les quantités de potassium ajoutées au fluide de forage sous forme de KCl (dans le gel salin), étaient relativement élevées (tableau 18), et ceci se reflétait dans les concentrations élevées de potassium dans les boues de forage déversées. Près de la tête de puits, les concentrations de potassium extractible contenues dans les boues déversées, représentaient environ 533 p.100 des valeurs de fond.

Les concentrations de potassium échangeable étaient relativement élevées à toutes les profondeurs de sol, dans la zone non perturbée (tableau 18).

Les concentrations de sodium extractible diminuaient nettement en fonction de la distance du bassin, à toutes les profondeurs de sol (tableau 18). A la surface du sol, la concentration moyenne de sodium représentait 4 445 p.100 des valeurs de fond, et en certains endroits, au-delà de 7 000 p.100. Entre 15 et 20 cm de profondeur, les taux représentaient en moyenne 383 p.100 des valeurs de fond.

Le sodium s'était aussi concentré dans le cours d'eau, à 45 m en aval du bassin (fig. 30). A cet endroit, les valeurs moyennes allaient de 2 938 p.100 des valeurs de fond à la surface du sol, à 733 p.100 à 15 cm de profondeur. En certains points de la surface de ce ravin, les concentrations de sodium dans le sol dépassaient 6 500 p.100 des valeurs de fond.

Dans les boues de forage déversées à la surface du sol, les taux de sodium extractible représentaient 15 313 p.100 des valeurs de fond. Ces concentrations très élevées étaient assez surprenantes, parce que des quantités moindres de sodium avaient été ajoutées au fluide de forage à Robert Harbour K-07, que dans les autres sites étudiés. Il est possible que la part d'eau salée contenue dans la boue ait contribué à l'enrichissement en sodium, et ainsi, aux valeurs élevées.

On a ajouté à la boue de forage des quantités substantielles de sulfate de baryum (tableau 18), mais en aval du bassin, la contamination du sol par le baryum était légère (fig. 31). A la surface du sol, on a noté une augmentation notable des taux de baryum extractible en fonction de la proximité de la berme. Entre 5 et 25 m de distance du bassin, les concentrations superficielles représentaient 379 p.100 des valeurs de fond (tableau 18). Dans les boues déversées, les concentrations de baryum extractible étaient faibles (environ 133 p.100 des valeurs de fond en moyenne). Il est possible que le baryum ait été étroitement lié aux sites d'échange de l'argile montmorillonitique ajoutée au mélange constituant les boues de forage.

Tableau 18 Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Robert Harbour K-07

Profondeur du sol	Concentration (mg/100 g) à la distance suivante du bassin à boues (m)						
	5	25	45	65	85	105	UD
POTASSIUM							
0 - 5	17,9 ± 2,7	9,5 ± 1,4	15,1 ± 6,2	8,9 ± 1,5	6,5 ± 1,1	7,0 ± 0,7	8,4 ± 3,3
15 - 20 *	8,9 ± 1,6	9,7 ± 2,1	16,3 ± 4,3	7,7 ± 0,7	4,5 ± 0,5	5,6 ± 0,5	12,7 ± 3,5
P + 5 *	7,4 ± 2,0	14,9 ± 1,7	14,2 ± 5,5	6,6 ± 0,7	4,5 ± 1,4	4,9 ± 0,6	11,6 ± 4,6
SODIUM							
0 - 5 *	106,7 ± 31,9	19,9 ± 4,1	70,5 ± 29,5	11,6 ± 6,4	7,3 ± 3,5	4,1 ± 1,2	2,4 ± 1,3
15 - 20 *	19,9 ± 6,7	28,1 ± 9,7	37,4 ± 13,7	7,3 ± 3,8	3,7 ± 1,4	3,2 ± 1.6	5,2 ± 0,8
P + 5 *	6,8 ± 1,2	17,3 ± 2,6	48,7 ± 24,5	7,3 ± 4,4	3,6 ± 1,7	1,9 ± 0,5	5,1 ± 2,6
BARYUM							
0 - 5 *	2,3 ± 0,6	3.0 ± 0,9	1,3 ± 0,7	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,7 ± 0,2
15 - 20	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,09	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,3 ± 0,2
P + 5	0,4 ± 0,1	0,8 ± 0,2	1,0 ± 0,4	0,3 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,2 ± 0,08	0,6 ± 0,1
MANGANESE							
0 - 5	0,76 ± 0,30	0,60 ± 0,15	0,57 ± 0,30	0,20 ± 0,02	0,24 ± 0,07	0,24 ± 0,04	0,16 ± 0,08
15 - 20	0,24 ± 0,04	0,44 ± 0,06	0,55 ± 0,21	0,26 ± 0,06	0,12 ± 0,02	0,15 ± 0,02	0,11 ± 0,02
P + 5	1,15 ± 0,01	0,27 ± 0,03	0,47 ± 0,15	0,21 ± 0,04	0,12 ± 0,03	0,13 ± 0,01	0,11 ± 0,03
ZINC							
0 - 5	0,03 ± 0,01	0,01 ± 0,003	0,02 ± 0,002	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,01	0,02 ± 0,01
15 - 20	0,03 ± 0,01	0,02 ± 0,004	0,17 ± 0,01	0,17 ± 0,14	0,05 ± 0,04	0,01 ± 0,002	0,01 ± 0,01
P + 5	0,01 ± 0,002	0,01 ± 0,003	0,03 ± 0,004	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,03	0,03 ± 0,02
PLOMB							
0 - 5	0,13 ± 0,04	0,07 ± 0,02	0,12 ± 0,06	0,10 ± 0,03	0,14 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,03 ± 0,02
15 - 20	0,07 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,10 ± 0,03	0,09 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,09 ± 0,03	0,03 ± 0,02
P + 5	0,07 ± 0,02	0,07 ± 0,03	0,08 ± 0,02	0,08 ± 0,03	0,10 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,02 ± 0,02
CHLORURES							
0 - 5	242 ± 104	119 ± 4	146 ± 21	119 ± 6	132 ± 25	112 ± 7	109 ± 7
15 - 20	138 ± 19	134 ± 16	153 ± 26	111 ± 5	105 ± 3	103 ± 3	110 ± 5
P + 5	106 ± 4	116 ± 2	204 ± 74	108 ± 3	105 ± 3	104 ± 2	110 ± 4

* anava significative au niveau $P_{0,05}$ UD - zone non perturbée P - toit du pergélisol

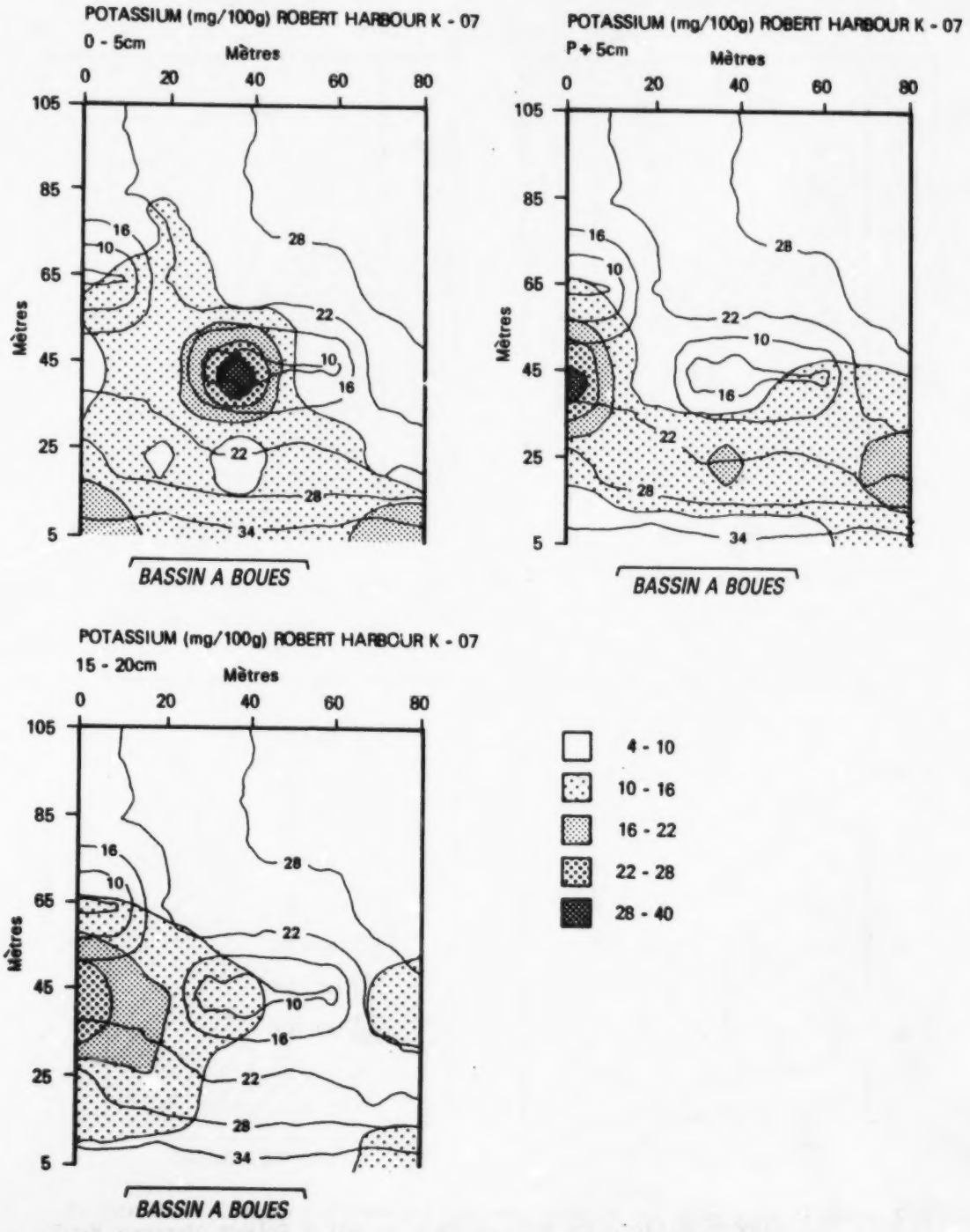


Figure 29. Concentrations de potassium dans le sol à Robert Harbour K-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

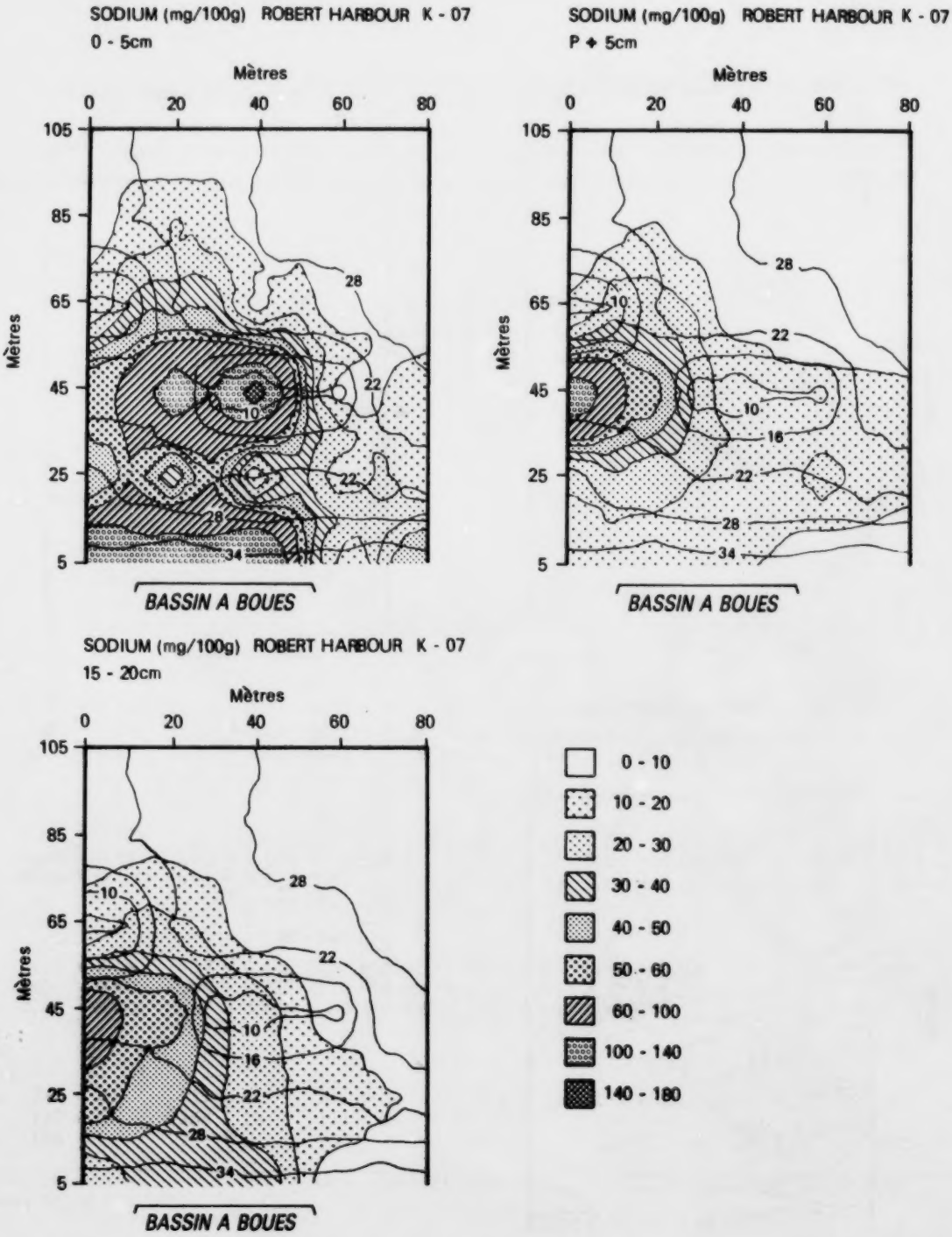


Figure 30. Concentrations de sodium dans le sol à Robert Harbour K-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P45 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

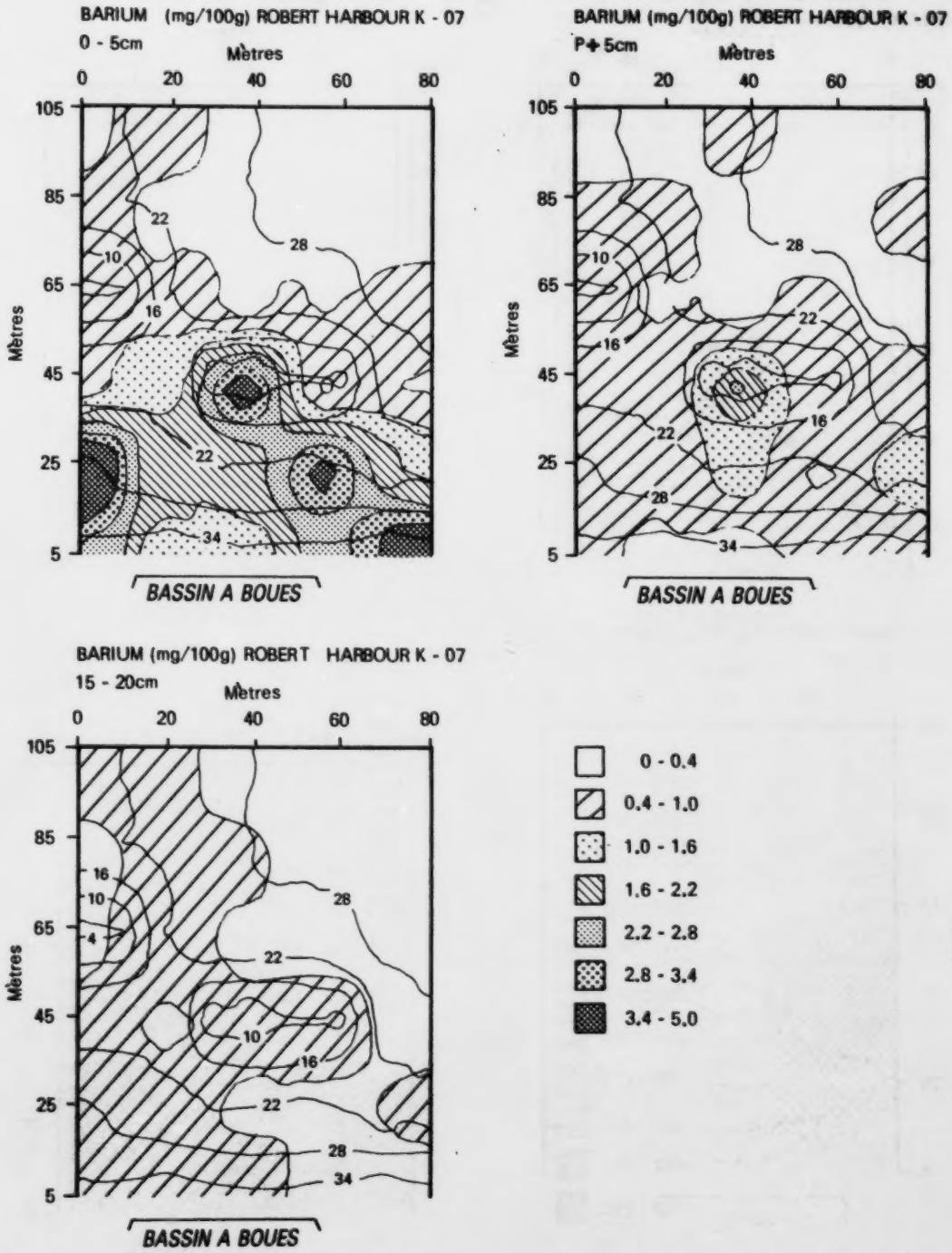


Figure 31. Concentrations de baryum dans le sol à Robert Harbour K-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

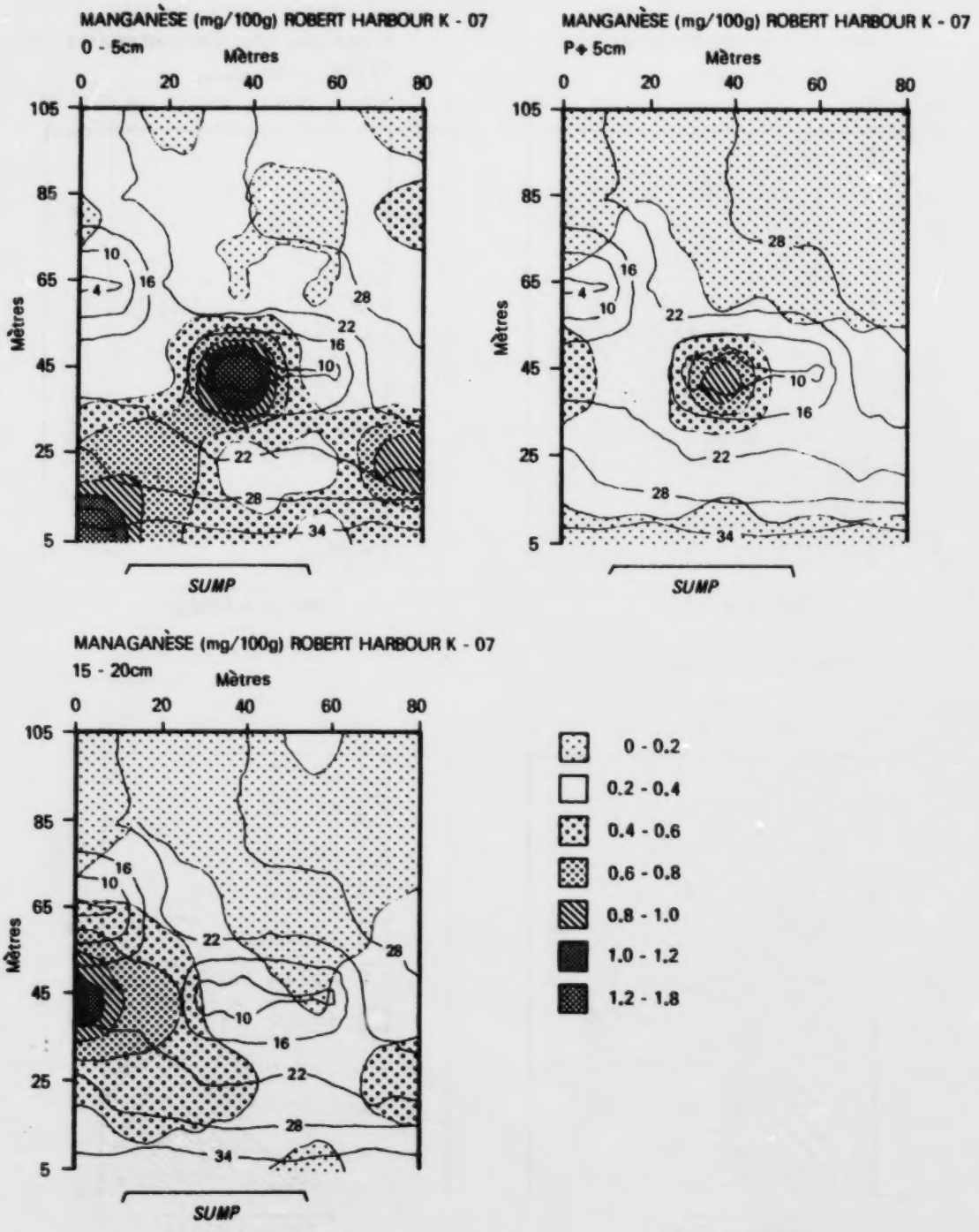


Figure 32. Concentrations de manganèse dans le sol à Robert Harbour K-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

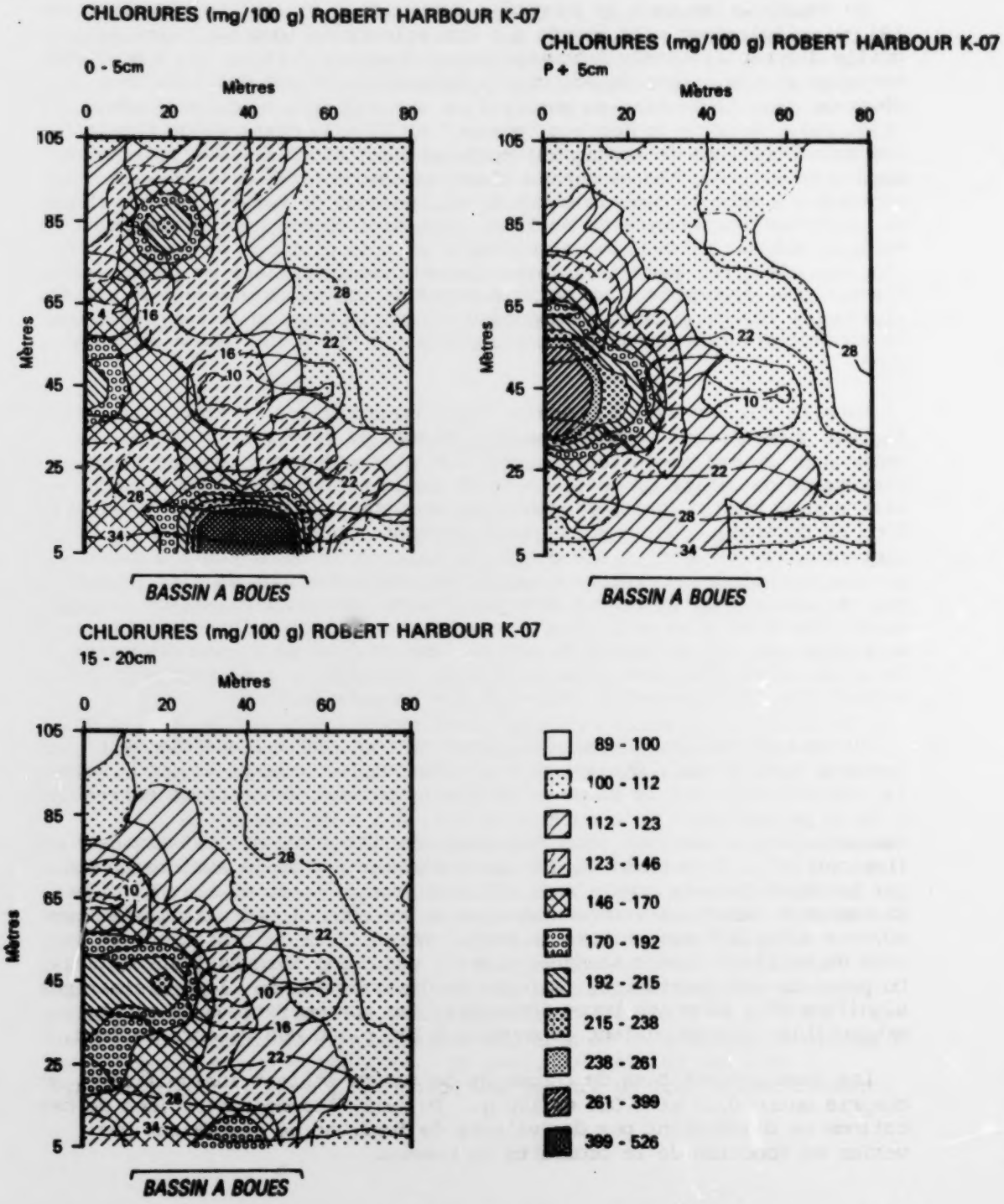


Figure 33. Concentrations de chlorures dans le sol à Robert Harbour K-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en cm et P+5 cm — 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

En général, les taux de manganèse extractible étaient faibles (tableau 18) mais légèrement plus élevés que les valeurs de fond sur toute la grille d'échantillonnage à toutes les profondeurs de sol. On a noté une certaine contamination du sol par le manganèse, venant des fluides déversés dans le bassin, en particulier entre 0 et 5 cm de profondeur (fig. 32). A cette profondeur, entre 5 et 25 m de distance du bassin, les concentrations de manganèse représentaient 425 p.100 des valeurs de fond (tableau 18). Le manganèse s'est aussi concentré à toutes les profondeurs de sol, dans le cours d'eau, en aval du bassin. Entre 15 cm de profondeur et la base du mollisol, les taux moyens représentaient environ 464 p.100 des valeurs de fond à 45 m de distance du bassin (tableau 18). Ces tendances, bien que non significatives du point de vue statistique, indiquaient un certain degré de contamination du sol par des fluides de forage riches en manganèse. Dans la boue de forage déversée, la concentration de manganèse correspondait à 910 p.100 des valeurs de fond.

Dans le sol, en aval du bassin, les concentrations de zinc extractible étaient généralement comparables aux valeurs de fond sur toute la profondeur du mollisol (tableau 18). On n'a noté des concentrations élevées de ce cation qu'entre 15 et 20 cm de profondeur, à 65 m de distance du bassin (qui représentaient environ 1 700 p.100 des valeurs de fond en moyenne). En un point de ce secteur, on a mesuré une concentration excédant 6 900 p.100 des valeurs de fond. On n'a pu prouver la moindre corrélation entre les concentrations de zinc dans le sol et la distance du bassin à boues; les raisons de l'existence de taux aussi élevés de zinc extractible ne sont pas claires. Cependant, on soupçonne une contamination du sol par des fluides de forage déversés. Dans les boues déversées à la surface du sol, les taux de zinc extractible atteignaient 5 000 p.100 des valeurs de fond.

En aval du bassin, les taux de plomb extractible à l'acétate se trouvant dans le sol, étaient plus élevés que les valeurs de fond, mais la contamination par le plomb ne devenait vraiment évidente qu'entre 0 et 5 cm de profondeur. A la surface du sol, à 5 m du bassin, la concentration moyenne de plomb représentait 433 p.100 des valeurs de fond (tableau 18). On a aussi décelé une contamination de la surface du sol par le plomb dans le cours d'eau situé en aval. Entre 45 m et 85 m de distance du bassin, les concentrations de ce métal lourd atteignaient en moyenne 400 p.100 des valeurs de fond. Entre 15 cm de profondeur et la base du mollisol, cette tendance n'était pas aussi marquée (tableau 18). Du point de vue statistique, le mode de distribution du plomb n'était pas significatif. Dans les boues déversées, les concentrations de plomb extractible correspondaient en moyenne à 600 p.100 des valeurs de fond.

Les taux extractibles de chrome et de cuivre étaient insignifiants, et compris entre 0,03 et 0,004 mg/100 g. En aval, les concentrations de ces cations ne différaient pas des valeurs de fond, et ne semblaient pas varier en fonction de la proximité du bassin.

Entre 0 et 5 cm de profondeur (tableau 18), les concentrations moyennes de chlorures extractibles du sol indiquaient des concentrations élevées de cet ion, à proximité immédiate du bassin. A la surface du sol, à 5 m de la berme, les concentrations de chlorures représentaient 221 p.100 des valeurs de fond, et certaines concentrations dépassaient celles-ci de 500 p.100 (fig. 33). En surface, les taux de chlorures étaient aussi légèrement élevés (environ 118 p.100 des valeurs de fond), entre 25 m et 85 m de distance du bassin, mais cette tendance n'était pas significative. Entre 15 et 20 cm de profondeur, les taux de chlorures extractibles atteignaient en moyenne 130 p.100 environ des valeurs de fond. A la base du mollisol, les chlorures s'étaient concentrés dans le cours d'eau, où les taux moyens représentaient environ 186 p.100 des valeurs de fond (tableau 18). Dans les boues de forage déversées, les concentrations de chlorures extractibles correspondaient à 361 p.100 des valeurs de fond.

5.4.4 pH du sol:

En aval du bassin, sur toute l'épaisseur du mollisol, le pH du sol ne présentait que peu de variations. A toutes les profondeurs de sol, dans le cours d'eau, entre 25 m et 85 m de distance de la berme du bassin (fig. 34), on a noté une légère tendance à l'élévation du pH, mais celle-ci était insignifiante (tableau 19). On n'a pu établir une corrélation étroite entre les taux élevés de cations échangeables et le pH du sol en ce site, mais le sol légèrement alcalin paraissait bien tamponné. En aval du bassin, les valeurs du pH du sol ne différaient pas fortement des valeurs de fond (tableau 19).

5.4.5 Concentration ionique des eaux de surface:

On a prélevé des échantillons d'eau dans des mares superficielles et dans les cours d'eau assurant le drainage naturel à Robert Harbour K-07. Dans les eaux courantes, les concentrations ioniques mesurées en aval du bassin ont servi de valeurs de fond.

Les concentrations de cadmium, de chrome, de zinc, de cuivre, de plomb et de manganèse, comprises entre 0 et 0,05 mg/l, étaient insignifiantes. Les taux de ces cations mesurés dans les eaux stagnantes ou courantes et ceux mesurés en aval ne différaient pas des valeurs de fond. Les taux de potassium, de sodium et de chlorures étaient élevés dan les eaux stagnantes avoisinant le bassin, et diminuaient en aval (tableau 20). Dans les mares situées à 60 m en aval du basin, les concentrations de potassium représentaient 146 p.100 des valeurs de fond. A 60 m de distance du bassin, la contamination des eaux de surface par le sodium et les chlorures était appréciable. En aval, les taux de ces ions représentaient 7 799 et 6 939 p.100 des valeurs de fond respectivement.

Tableau 19 pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Robert Harbour K-07

Profondeur du sol (cm)	pH à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	105	UD
0 - 5	7,7 ± 0,2	8,1 ± 0,2	8,1 ± 0,2	7,9 ± 0,1	7,8 ± 0,1	7,8 ± 0,03	7,8 ± 0,01
15 - 20	7,7 ± 0,06	8,0 ± 0,2	7,8 ± 0,1	7,8 ± 0,04	8,1 ± 0,06	7,8 ± 0,05	7,7 ± 0,03
P - 5	7,9 ± 0,2	7,9 ± 0,08	8,1 ± 0,1	8,1 ± 0,06	8,3 ± 0,06	7,9 ± 0,05	7,9 ± 0,08

UD - zone non perturbée P - toit du pergélisol

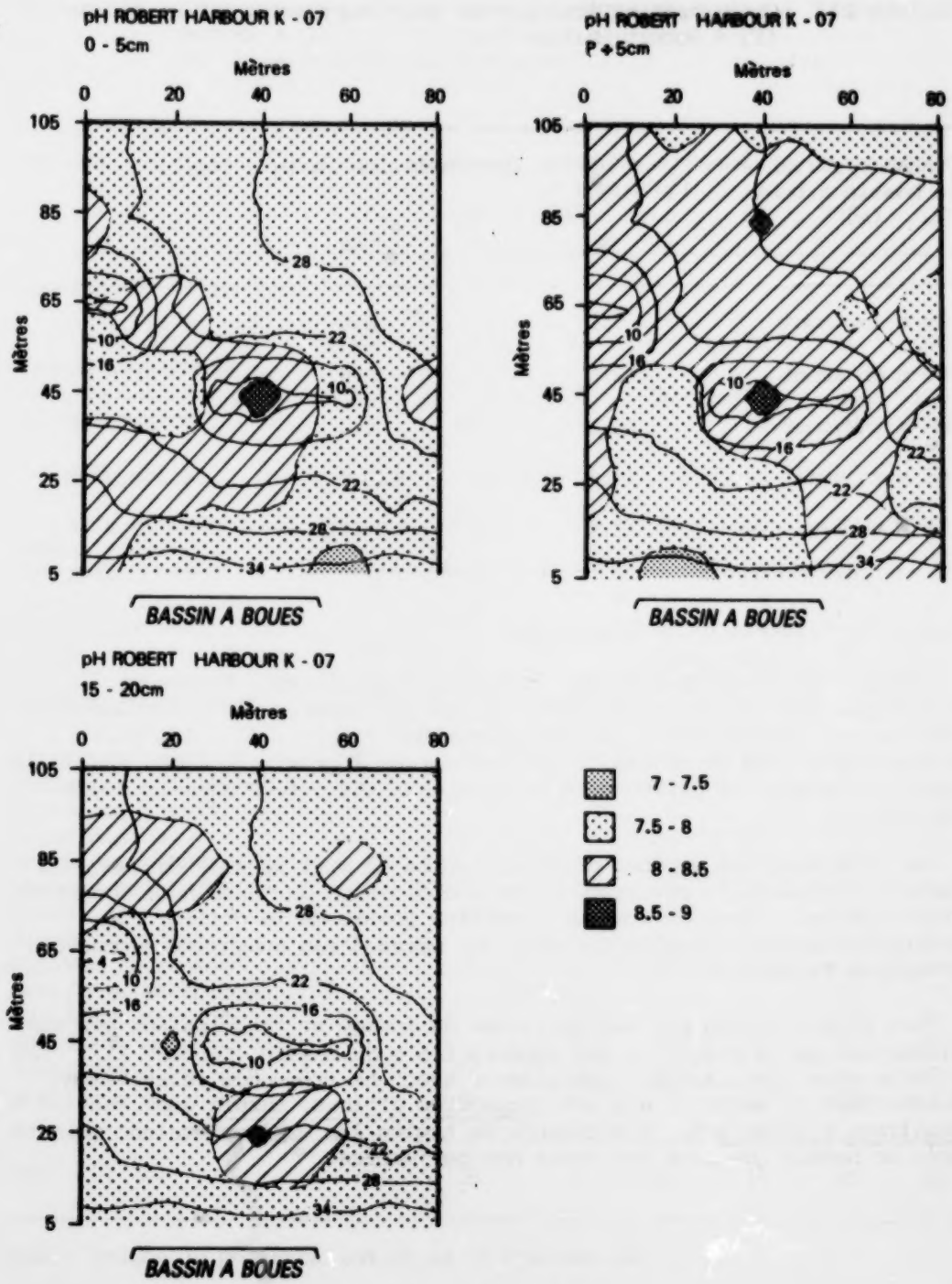


Figure 34. pH du sol à Robert Harbour K-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

Tableau 20. Concentration ionique des eaux stagnantes (S) et courantes (F) à Robert Harbour K-07

Distance suivante du bassin à boues (m)	Concentration ionique (mg/l)		
	K	Na	Cl
35 m en amont	5,1	8,0	117,1 (S)
200 m en amont	8,9	6,9	61,3 (F)
400 m en amont	11,1	9,0	66,9 (F)
60 m en aval	14,6	620,0	4 449,0 (S)
150 m en aval	13,8	11,5	75,3 (S)

5.4.6 Distributin de la végétation:

Entre 0 et 50 cm de distance du bassin, dans la zone fortement endommagée par la corrasion, la diversité des espèces était fortement réduite par rapport aux zones non perturbées (tableau 21); les plus fortes réductions de diversité ont été notées à proximité immédiate de la berme du bassin (48 p.100) et à 65 m en aval (62 p.100) dans un ravin naturel.

La fréquence des espèces déclinait entre 25 m et 50 m de distance du bassin (tableau 21), en raison d'une modification du terrain le long d'un ravin naturel. Dans ce secteur, certains points de la grille d'échantillonnage coïncidaient avec des mares d'eau stagnante dépourvues d'espèces terrestres.

Les dégâts causés par les activités de forage se traduisaient par une diminution de la fréquence des espèces à 5 m du bassin (tableau 21). Les espèces plus résistantes, apparaissant avec une fréquence relativement élevée dans ce secteur, étaient Alopecurus alpinus, Luzula sp., et Saxifraga rivularis L. L'abondance de toutes les espèces étaient moindre près du bassin que dans les zones non perturbées.

Tableau 21 Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Robert Harbour K-07
(UD — végétation non perturbée)

Espèces	Distance suivante du bassin à bouse (m)						
	5	25	45	65	85	105	UD
MOUSSES							
Ditrichum flexicaule	20	5	20	15	20	85	100
Pogonatum alpinum var. septentrionale	20		20	20	35	80	100
Mousses mortes	40	20	5	75	85	100	100
LICHENS							
Cetraria cucullata				35	30	50	63
Cetraria delisei				5		30	63
Cetraria tilesii		5			5	10	
Parmelia omphalodes	5	5		10	10	30	75
Pertusaria dactylina	20	20	5	20	45	80	100
Thamnolia subuliformis	5	15		30	55	75	100
PLANTES SUPERIEURES							
Alopecurus alpinus	35	10		5	20	10	100
Cardamine bellidifolia				10		35	63
Cerastium regelii				5		20	25
Draba Alpina		5		25	10	90	100
Draba corymbosa				5	5	80	100
Festuca brachyphylla	5	20	20	40	25	75	75
Luzula sp.	40	20		50	65	80	88
Minuartia rossii				20	15	75	88
Papaver radicatum	15	5	10	45	45	100	100
Saxifraga caespitosa						20	75
Saxifraga nivalis	5					25	63
Saxifraga oppositifolia			5	20	50	80	100
Saxifraga rivularis	25	15	5	30	10	45	88
Stellaria monantha			10	10	20	40	100
VDI	10	6	4	21	24	55	81

VDI - Indice de perturbation de la végétation (%)

Entre 85 m et 105 m de distance en aval, la réduction de la fréquence des espèces, par rapport aux zones intactes (tableau 21), résultait de la perturbation de la végétation sur le périmètre d'une piste d'atterrissage. A cette distance du bassin, les dommages causés par le passage des véhicules étaient généralement faibles.

A toutes les distances du bassin, les valeurs VDI étaient faibles par rapport aux valeurs VDI des secteurs intacts (tableau 21). Ces dernières reflétaient les effets des perturbations, à la fois sur la diversité et sur la fréquence des espèces. Entre 25 m et 45 m en aval de la berme, où se combinaient les effets des perturbations naturelles dues à la présence d'un cours d'eau, aux dégâts causés par l'effondrement de la paroi du bassin et le roulage de véhicules, les valeurs VDI étaient minimales. Entre 5 m et 45 m de distance du bassin, les valeurs VDI moyennes étaient de 74 p.100 inférieures au valeurs VDI des zones non perturbées (tableau 21). Les effets de la corrasion engendrée par le passage de véhicules sur la végétation, entre 85 m et 105 m du bassin, étaient prouvés par la réduction des valeurs VDI (58 p.100 en moyenne) par rapport aux valeurs VDI des secteurs non perturbés.

Dans l'analyse par moyennes réciproques, l'axe 1 couvrait 28 p.100 de la variation d'abondance des espèces. L'axe 2 couvrait 15 p.100 de la variance restante. Les axes 1 et 2 couvraient au total 42 p.100 de la variabilité d'abondance des espèces.

Dans les secteurs compris entre 5 m et 65 m de distance du bassin, la végétation de classe IV (fortement perturbée) était fréquente (fig. 35). Les taux de sodium et de chlorures du sol étaient très élevés en certains points de ce secteur (figures 30 et 33), et souvent la végétation était enfouie sous la couverture de sable entraîné par l'eau à partir du bassin. La végétation de classe III (moyennement perturbée) apparaissait en certains endroits jusqu'à 85 m de distance du bassin (fig. 35). Cette distribution semblait aussi correspondre aux taux de divers ions du sol. Les classes II et I (perturbations les plus faibles de la végétation) apparaissaient principalement entre 85 m et 105 m du bassin (fig. 35). Dans l'ensemble, la carte de distribution des classes indiquait qu'à Robert Harbour K-07, la végétation était fréquemment perturbée. Dans un ravin situé en aval, la perturbation naturelle était prolongée et intensifiée par les activités de forage.

5.4.7 Concentration ionique des plantes:

Chez Oxyria digyna et Saxifraga oppositifolia, les concentrations de sodium et de chlorures étaient relativement élevées dans les secteurs contaminés par le sel à proximité du bassin, par rapport aux taux de fond et aux concentrations mesurées à 105 m en aval (tableau 22). Chez Oxyria, à 25 m en aval, les concentrations de sodium représentaient 922 p.100 des taux relevés à 105 m. Dans les tissus de Saxifraga oppositifolia, les taux de sodium représentaient, à proximité de la

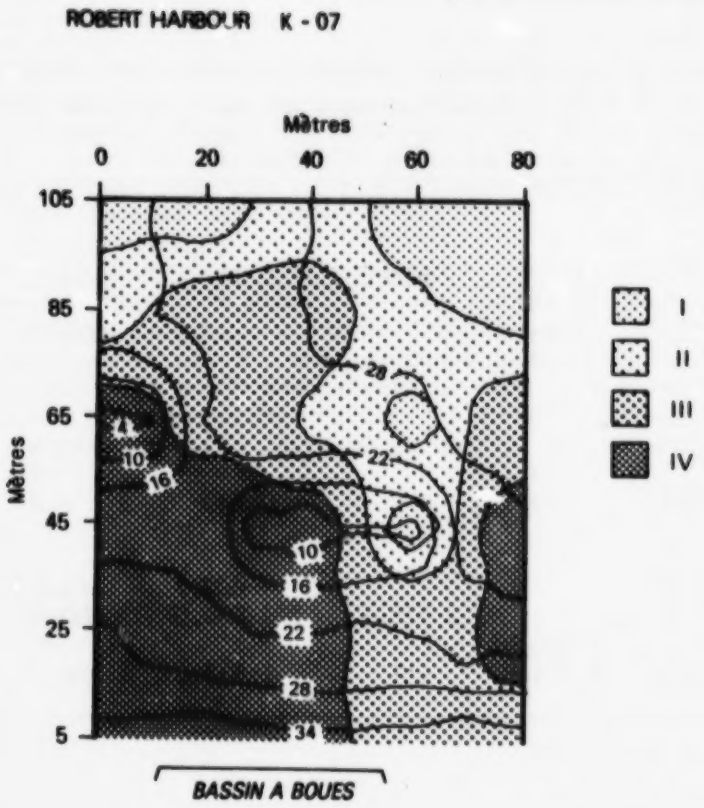


Figure 35. Carte des classes de perturbation des communautés (CO) à Robert Harbour K-07

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et les classes de végétation vont de la catégorie la moins fortement perturbée (classe I) à la plus fortement perturbée (classe IV)

Tableau 22 Concentration (mg/100 g) de sodium, de plomb, et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Robert Harbour K-07 (UD — zone non perturbée)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
SODIUM						
Ditrichum flexicaule			48,0	23,0	29,0	24,5
Oxyria digyna		830,0	167,5	64,5	90,0	
Papaver radicatum	90,0				24,4	26,8
Saxifraga oppositifolia	145,0		35,0	24,1	23,2	16,5
PLOMB						
Ditrichum flexicaule			oligo	3,9	3,2	6,5
Oxyria digyna		8,2	3,5	8,5	5,2	
Papaver radicatum	13,2				2,0	5,8
Saxifraga oppositifolia	9,5		oligo	2,3	2,0	oligo
CHLORURES						
Ditrichum flexicaule			607,7	462,7	624,4	613,3
Oxiria digyna		2 715,1	1 890,0	685,8	1 878,8	
Papaver radicatum	1 850,9				1 678,1	1 683,7
Saxifraga oppositifolia	2 001,5		1 533,2	1 338,1	1 287,9	1 025,8

berme, 879 p.100 des valeurs de fond. Chez ces espèces, les gradients représentant la diminution des concentrations du chlorures en fonction de la distance par rapport aux sols contaminés par le sel, étaient moins nettement définis (tableau 22).

Dans les zones contaminées, l'espèce Papaver radicatum a accumulé du sodium et des chlorures dans ses tissus, mais à proximité du bassin, les taux étaient seulement légèrement plus élevés que les valeurs de fond (tableau 22). Entre 65 m et 105 m de distance en aval, les concentrations de sel chez Ditrichum flexicaule étaient proches des valeurs de fond (tableau 22).

Chez Papaver radicatum et Saxifraga oppositifolia, ont été relevés des taux relativement élevés de plomb, lorsque ces plantes poussaient dans des sols contaminés par des fluides de forage (tableau 22). Chez les plantes de Papaver, situés à 5 m de distance du bassin, l'accumulation de plomb représentait 228 p.100 des valeurs de fond. Dans les tissus d'autres plantes dominantes, les taux de plomb présentaient peu de variations en fonction de la distance du bassin, ou par rapport aux valeurs de fond.

5.5 Apollo C-73

5.5.1 Description du site et historique du puits:

Apollo C-73 (75° 32' 00,01"N 111° 58' 58,06"O) est situé sur un plateau désertique semi-polaire, au centre de l'île Melville (fig. 1b). Les sols sont des limons et argiles, contenant en surface une forte proportion de fragments d'argile litée. La formation de polygones triés n'est pas prononcée. La couverture végétale est maigre, et occupe environ 5 p.100 de la surface.

Le puits est situé dans une zone de faible étendue, mais critique, qui englobe l'aire de reproduction estivale la plus septentrionale du faucon pélerin, espèce rare et en danger d'extinction. Il se situe aussi sur le territoire permanent d'environ 1 000 boeufs musqués (d'après les estimations) peuplant les plaines alluviales, les prairies de toundra et les prairies humides associées. En hiver, leur territoire est le désert semi-polaire, en particulier les pentes hautes exposées au vent, où la couverture nivale est minimale (série de cartes écologiques de l'Arctique, 1972).

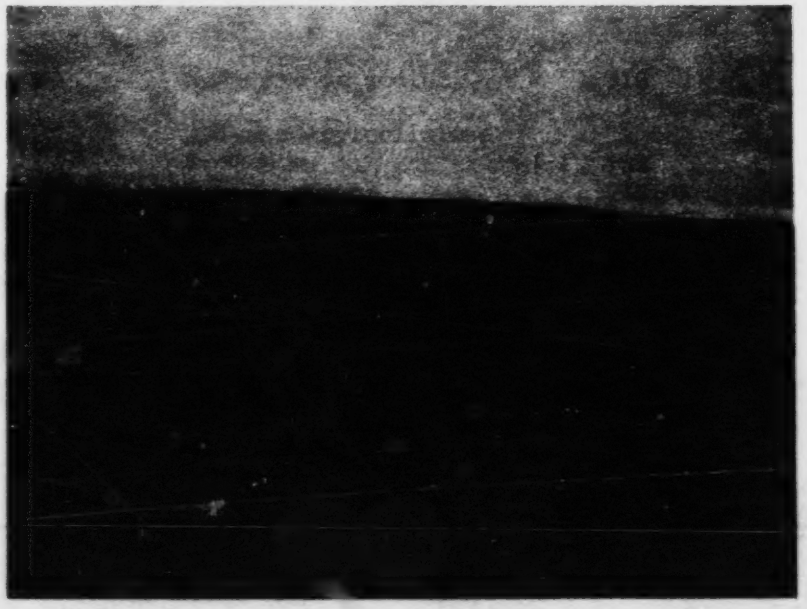
Le puits Apollo C-73 a été foré jusqu'à une profondeur totale de 3 696 m. Ce puits a été amorcé le 13 mai 1973 et complété le 10 août 1973. Au tableau 23 sont énumérées les quantités de solides utilisés lors des forages, en même temps que les quantités totales d'agents nettoyants et de constituants liquides des boues (à l'exclusion de l'eau). On n'a utilisé que de l'eau douce pour le forage.

Les résidus et déblais de forage ont été déversés dans un bassin d'environ 49 m x 46 m x 2m, creusé dans des limons et argiles faiblement drainés. Le bassin original était situé sur un terrain légèrement incliné (fig. 36), mais à peu de distance du site, les pentes atteignaient 6° et davantage. Le remblai du bassin est constitué d'argile lourde mélangée à des pierres.

Sur le site d'Apollo C-73, les bassins à boues ont posé des problèmes pendant les opérations de forage. Le bassin principal s'est rempli et a finalement débordé avant que ne soit complété le forage. On a alors construit des bassins de retenue peu profonds, en râclant la surface du sol pour édifier des digues (planche 5). Cependant, cette mesure palliative n'a que partiellement réussi. Il s'est avéré impossible de retenir totalement les fluides de forage, le sol limoneux une fois saturé, ne formant que des digues fragiles. L'eau s'infiltrait à travers celles-ci, et les fluides de forage s'échappaient aussi par des brèches résultant de l'affaissement du terrain.

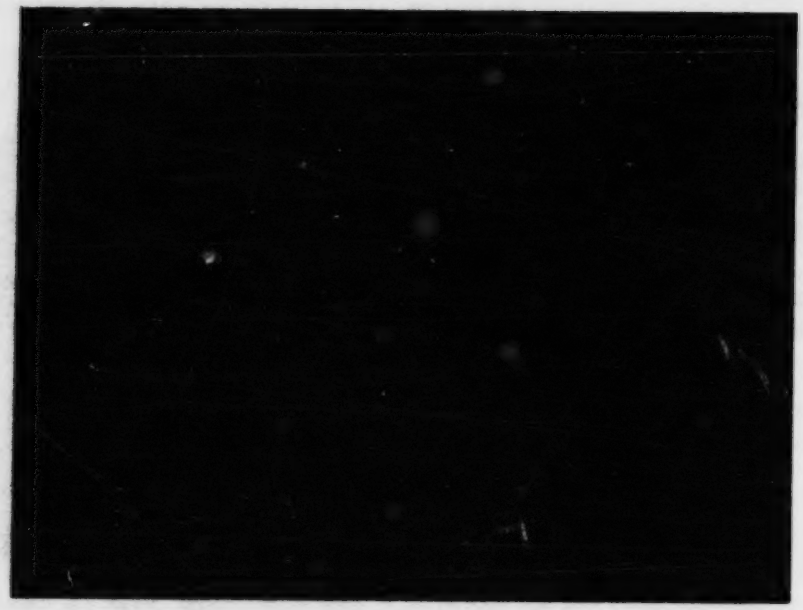
Plate 5.

Planche 5. Vue aérienne d'Apollo C-73, montrant le débordement du bassin à boues et des bassins de retenue. A gauche, un véhicule à chenilles édifie les digues du troisième bassin



Déversement en surface de boues de forage à Apollo C-73 (zone gris clair)

Planche 5 (suite)



Maigre couverture végétale, limitée aux bords de polygones dans une zone non perturbée, à Apollo C-73

Tableau 23 Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues d'Apollo C-73

Produit	Description	Quantité
	SOLIDES	KILOGRAMMES
Baryte	Sulfate de baryum	92 545
Bentonite	Argile	
	Montmorillonite	85 091
	Gel salin	4 591
Polymère Kelzan X-C	Résine xanthane	11 227
Peltex	Lignosulfonate de ferrochrome	1 477
Soude caustique	Hydroxyde de sodium	6 818
	Paraformaldéhyde	152
Dowicide B	Trichlorophénate de sodium	102
	Chromate de sodium	455
	Stéarate d'aluminium	46
	Bicarbonate de sodium	591
Carbonate neutre de sodium anhydre	Carbonate de sodium	1 318
C.M.C.	Carboxyméthylcellulose de sodium	182
	Alun de chrome	773
	Chlorure chromique	932
D.P.I.		27
TOTAL		206 327
	LIQUIDES	LITRES
Pipelax		250
TOTAL		250

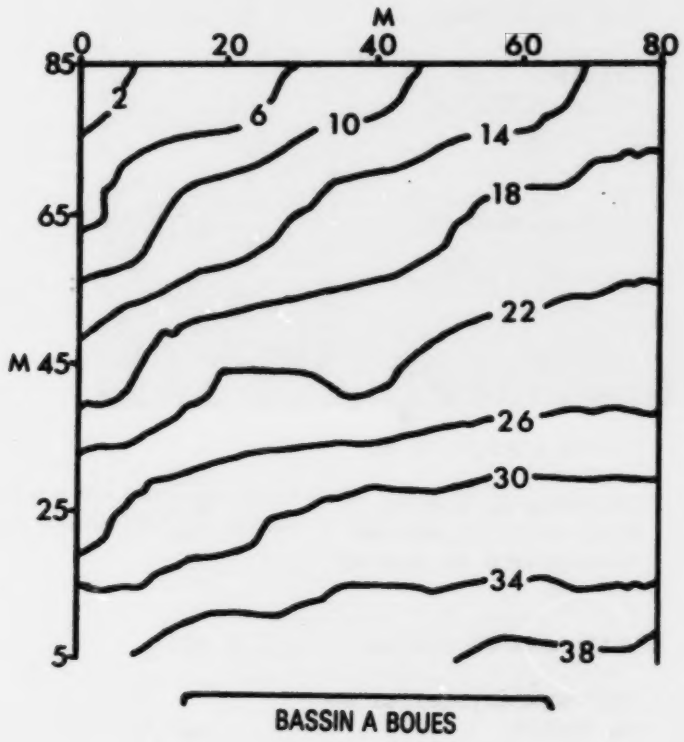


Figure 36. Topographie d'Apollo C-73

(l'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm).

Lors de la visite du site en juillet 1977, on a pu mettre en évidence une détérioration plus avancée des bassins à boues. Il semblait que les fluides de forage aient été bien retenus, bien que l'affaissement du bassin à boues et du remblai du bassin de retenue fussent évidents. Un léger déversement superficiel de boues de forage avait traversé la grille d'échantillonnage, et s'étendait à 85 m en aval de la digue la plus éloignée de la tête du puits (planche 5). Ce déversement résultait probablement de ce que des fluides avaient débordé au-dessus de la digue pendant le remblayage, ou fui à travers une levée.

Il n'y a pas eu ravinement du remblai du bassin; le remblai n'a pas non plus été entraîné en aval par les eaux de fonte.

Entre 0 et 50 mètres de distance de la digue de retenue, la corrasion de la surface du sol était importante, et les traces de roulage étaient visibles dans ce secteur. Les accumulations de sel étaient peu importantes, excepté à la limite de la zone touchée par le déversement de boues, qui traversait la grille d'échantillonnage. La végétation était pratiquement inexistante dans la zone fortement endommagée par la corrasion. Dans les zones intactes, la couverture végétale était preques entièrement limitée aux fissures qui formaient les contours des polygones (planche 5). Au-dessous du site, les pentes (à l'extérieur de la grille d'échantillonnage) portaient une végétation de prairie de toundra, en raison de leur situation topographique abritée, et des effets bénéfiques des eaux d'infiltration. Mais en général, il ne semble pas que les opérations de forage aient endommagé ces secteurs.

5.5.2 Profondeur du mollisol:

A Apollo C-73, la détermination de la profondeur du mollisol était très souvent impossible, en raison de la pierrosité du sol. Les quelques mesures effectuées indiquent qu'à la mi-juillet, le toit du pergélisol se situait à une profondeur moyenne de 58,2 $\pm$ 2,6 cm. Cette profondeur dépassait celle mesurée dans les autres sites d'environ 10 cm, ou même davantage, en raison de l'absence virtuelle de toute végétation isolante.

5.5.3 Concentration ionique du sol:

A Apollo C-73, le potassium était uniformément distribué sur l'ensemble des 20 cm du sommet du mollisol (on n'a pu mesurer les 5 cm de la base du mollisol en chaque coordonnée de la grille d'échantillonnage, et donc pas pu relever les concentrations

ioniques à cette profondeur). En aval du bassin, les concentrations de potassium ne différaient pas fortement des valeurs de fond (tableau 24). On n'a pas observé de corrélation entre la distribution du potassium dans le sol et la distance du bassin.

Dans les 5 cm du sommet du mollisol (tableau 24), on a observé une tendance à la diminution des concentrations de sodium extractible, en fonction de l'éloignement du bassin.

A cette profondeur, les concentrations moyennes de sodium représentaient environ 387 p.100 des valeurs de fond dans le secteur, entre 5 et 65 m de distance du bassin. Cependant, cette tendance n'était pas significative, en raison de variations appréciables des taux de sodium sur l'étendue de la grille (fig. 37). A la surface du sol, l'élévation des taux de sodium coïncidait presque exactement avec la superficie du déversement de boues de forage. On a mesuré des taux de 920 p.100 à 1 620 p.100 par rapport aux valeurs de fond au centre de la superficie du déversement, entre 5 et 65 m de distance du bassin.

Des taux de sodium relativement faibles entre 15 et 20 cm de profondeur ont indiqué un mouvement limité de cet ion à travers le mollisol (tableau 24). A 5 m de distance du bassin, les concentrations représentaient en moyenne 374 p.100 des valeurs de fond et 1 289 au centre de la superficie arrosée par les boues.

La mobilité du sodium était tout à fait limitée dans les sols lourds à limons et argiles, et l'élévation des taux entre 15 et 20 cm de profondeur se limitait à un secteur restreint, dans un rayon de 10 m à partir du bassin (fig. 37).

Les taux de baryum extractible (tableau 24) étaient plus élevés dans les argiles d'Apollo C-73 que dans les sols plus sableux de Cape Fleetwood L-21 et Charles Point G-07. Entre 5 et 25 cm de distance du bassin, les concentrations superficielles moyennes de baryum représentaient environ 253 p.100 des valeurs de fond, mais cette différence n'était pas significative. Les cartes de distribution des classes (fig. 38) montrent que les concentrations les plus élevées de baryum dans le sol ont été relevées à 5 m du bassin, entre 0 et 20 cm de profondeur, au même niveau que la zone médiane du déversement superficiel de boues de forage. En ce point les taux moyens de baryum représentaient environ 489 p.100 des valeurs de fond. A 85 m de distance du bassin (tableau 24), des concentrations superficielles de baryum et relativement élevées, ont indiqué qu'il s'était produit un certain mouvement de cet ion le long des pentes, mais les résultats n'étaient pas concluants. Le mouvement vertical descendant du baryum à travers le profil de sol était restreint. La principale source de contamination par le baryum à Apollo C-73 était le sulfate de baryum ajouté en grande quantité aux boues de forage (tableau 24).

Tableau 24 Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Apollo C-73

Profondeur du sol	Concentration (mg/100 g) à la distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
0 - 5	15,0 ± 1,8	16,2 ± 1,5	12,4 ± 1,0	12,5 ± 0,8	12,3 ± 1,0	14,0 ± 0,5
15 - 20	14,6 ± 1,0	12,3 ± 1,0	15,5 ± 1,8	15,0 ± 1,0	13,2 ± 1,2	15,9 ± 1,9
SODIUM						
0 - 5	10,0 ± 6,4	8,8 ± 3,8	10,1 ± 7,6	9,8 ± 6,0	4,4 ± 1,2	2,5 ± 0,5
15 - 20 *	7,1 ± 4,4	3,2 ± 1,0	2,1 ± 0,1	4,6 ± 1,3	3,0 ± 1,3	1,9 ± 0,4
BARYUM						
0 - 5	4,1 ± 1,3	4,0 ± 1,0	2,3 ± 0,2	2,4 ± 0,4	4,3 ± 1,3	1,6 ± 0,2
15 - 20	4,1 ± 1,3	2,2 ± 0,5	2,2 ± 0,6	3,1 ± 0,6	2,5 ± 0,2	2,1 ± 0,1
MANGANESE						
0 - 5	0,22 ± 0,09	0,21 ± 0,08	0,15 ± 0,04	0,14 ± 0,03	0,14 ± 0,05	0,17 ± 0,005
15 - 20	0,21 ± 0,10	0,11 ± 0,05	0,12 ± 0,03	0,10 ± 0,03	0,07 ± 0,09	0,10 ± 0,025
CHLORURES						
0 - 5 *	88 ± 1	88 ± 1	88 ± 1	87 ± 1	87 ± 1	85 ± 1
15 - 20 *	86 ± 1	85 ± 1	87 ± 1	86 ± 1	84 ± 1	84 ± 1

UD - zone non perturbée

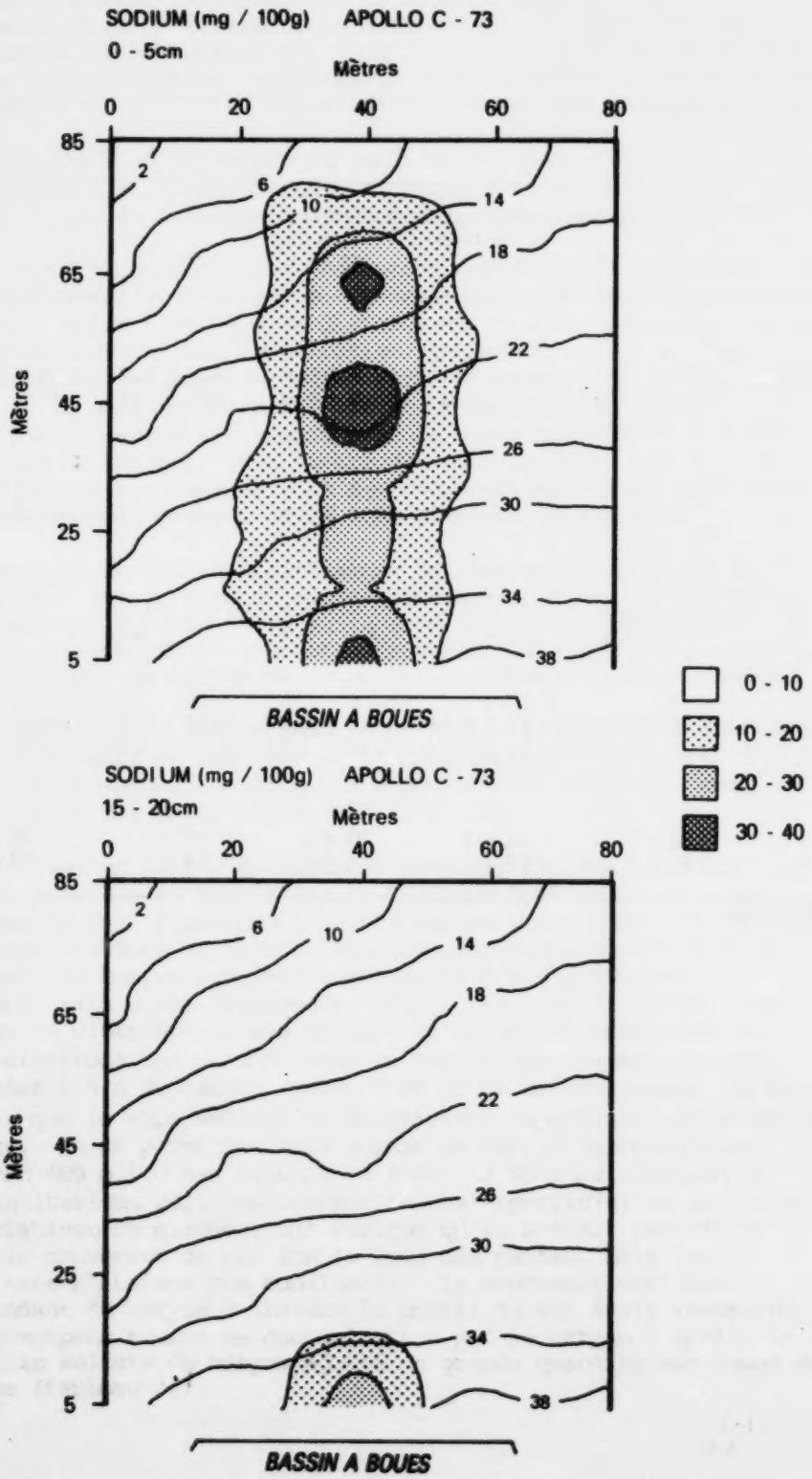


Figure 37. Concentrations de sodium dans le sol à Apollo C-73

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm

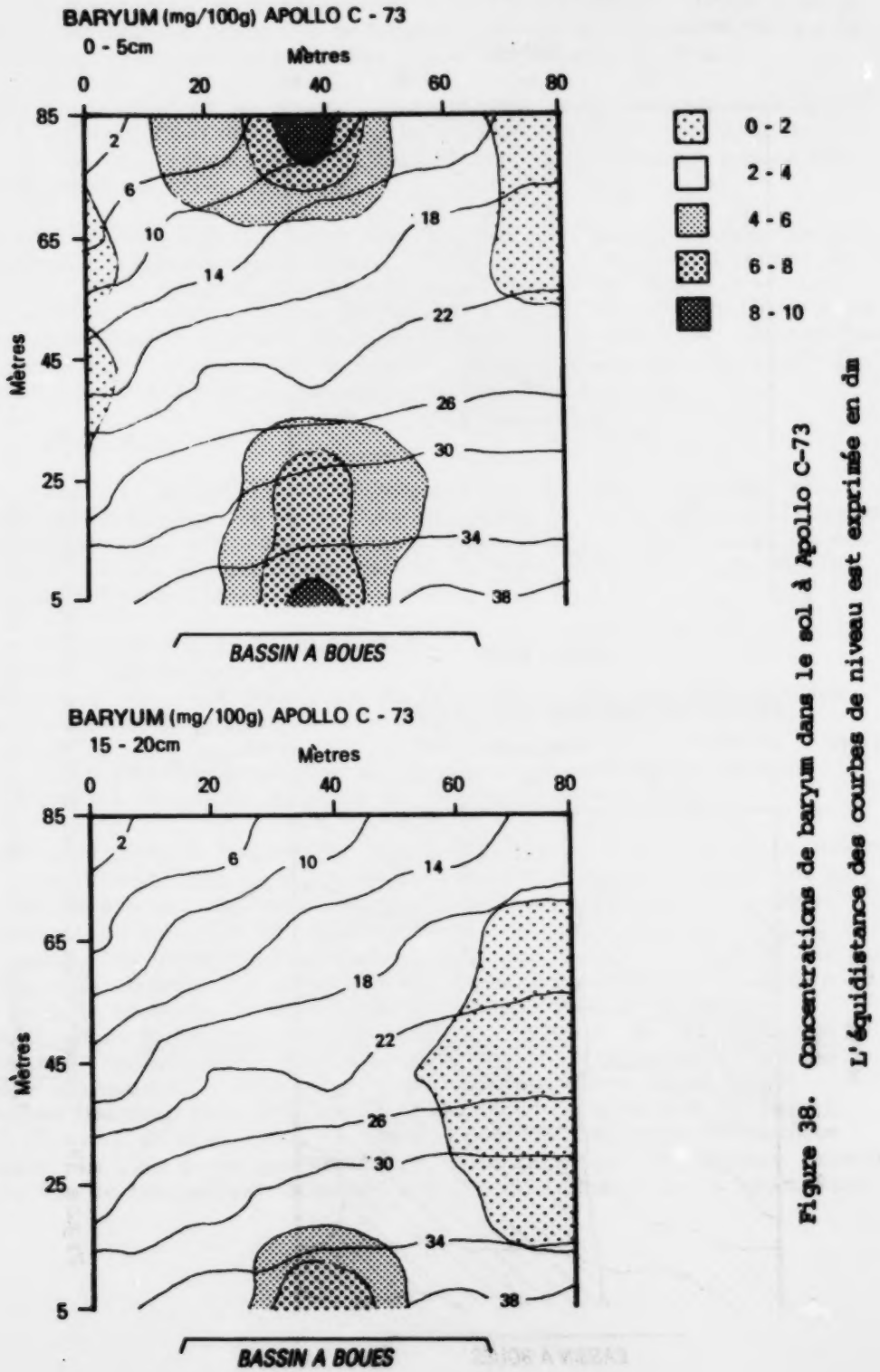


Figure 38. Concentrations de baryum dans le sol à Apollo C-73

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm

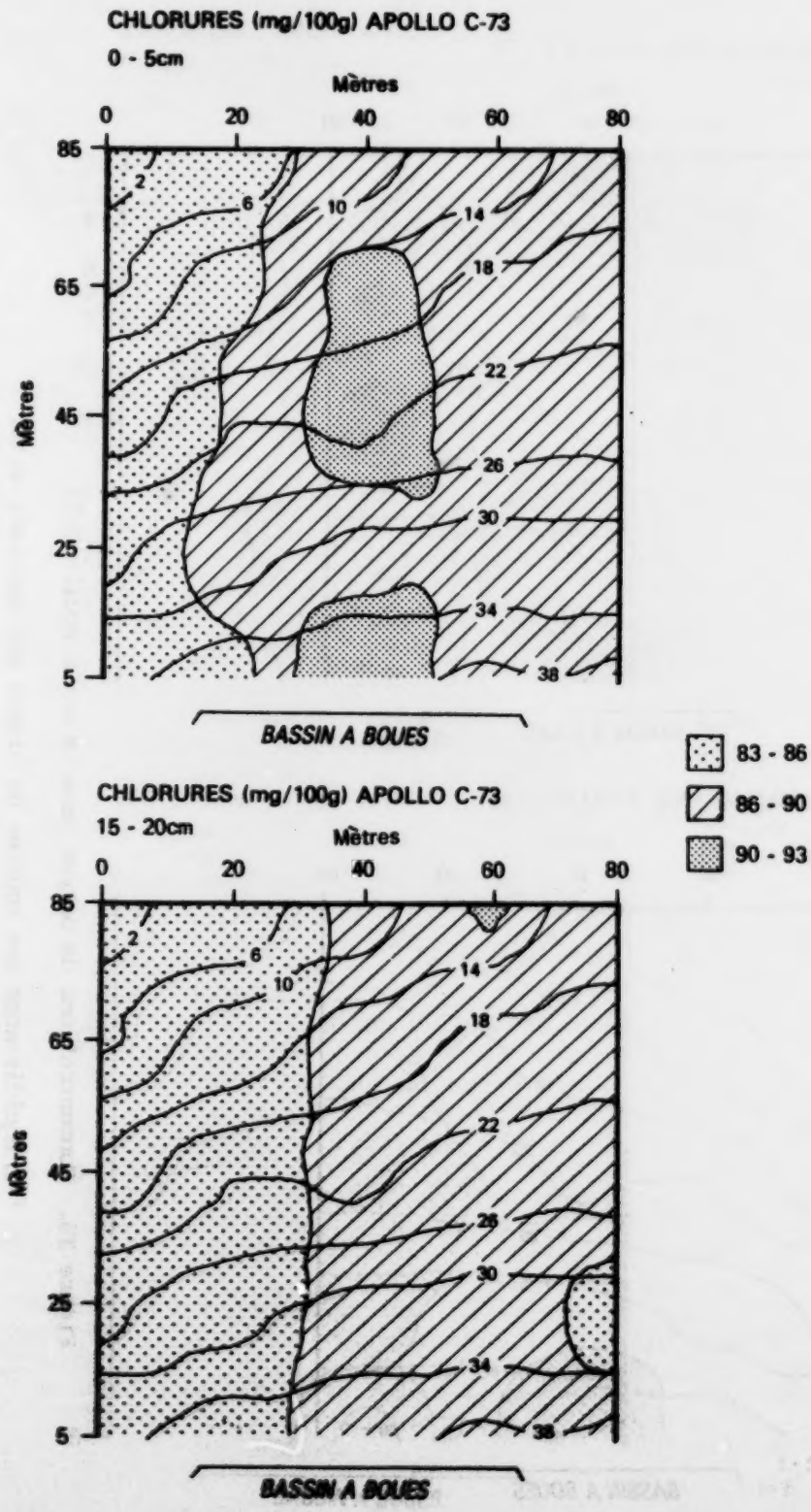


Figure 39. Concentrations de chlorures dans le sol à Apollo C-73
L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm

Les taux extractibles de manganèse du sol étaient très faibles, et l'on n'a pas décelé de contamination à partir du bassin. Entre 0 et 20 cm de profondeur, à proximité du bassin, les concentrations moyennes de cet ion représentaient environ 159 p.100 des valeurs de fond.

Les concentrations de cuivre, zinc, plomb, chrome et cadmium allaient de 0 à 0,03 mg/100 g sur toute l'épaisseur du mollisol. En aval du bassin, les taux extractibles de ces cations ne différaient pas de ceux relevés dans les zones intactes.

A Apollo C-73, les chlorures étaient assez uniformément répartis sur la grille d'échantillonnage entre 0 et 20 cm de profondeur (tableau 24, fig. 39). On n'a pas décelé de contamination par les chlorures. Les taux maximums extractibles de cet ion dans le sol, en aval du bassin, ne dépassaient que de 4 p.100 les taux de fond. Les chlorures n'étaient pas un constituant important des boues de forage (tableau 24), et l'on pouvait donc s'attendre à une contamination faible.

5.5.4 pH du sol:

A Apollo C-73, les limons et argiles étaient bien tamponnés, et le pH du sol présentait peu de variations sur toute la grille d'échantillonnage (tableau 25, fig. 40). Entre 0 et 20 m en aval du bassin, le pH du sol ne différait pas fortement des valeurs de fond, et l'on n'a pu déceler d'augmentation de l'alcalinité.

5.5.5 Distribution de la végétation:

A Apollo C-73, les fréquences en pourcentage des espèces végétales, sont énumérées au tableau 26. On a rencontré un nombre très réduit d'espèces en aval du bassin par rapport aux zones non perturbées. Entre 5, 25 et 45 m de la berme, les réductions de diversité des espèces s'élevaient à 87 p.100, 40 p.100 et 70 p.100 respectivement.

Quelques espèces étaient fortement réduites en nombre dans les zones très perturbées, dans un rayon de 10 m à partir du bassin (tableau 26), les autres étaient absentes. Généralement, la fréquence des espèces augmentait en fonction de la distance en aval, mais pour beaucoup d'espèces, les augmentations étaient faibles. Parmi les espèces les plus résilientes rencontrées assez souvent dans la zone perturbée, à 25 m de distance de la berme de bassin, citons en particulier Thamnolia subuliformis, Alopecurus alpinus, Parrya arctica R. Br. et Saxifraga rivularis (tableau 26). A proximité du bassin, l'abondance d'aucune espèce n'augmentait, bien qu'un grand nombre d'entre elles soient devenues beaucoup plus fréquentes entre 45 et 65 m en aval du bassin, qu'à 85 m. A 85 m en aval, la réduction de la fréquence des espèces n'était pas liée à des perturbations, mais reflétait une absence relative de fentes de thermokarst favorables à l'établissement de la végétation.

Tableau 25 pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Apollo C-73

Profondeur du sol (cm)	pH à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
0 - 5 *	7,2 ± 0,2	7,4 ± 0,2	7,1 ± 0,3	7,2 ± 0,2	7,3 ± 0,1	7,3 ± 0,5
15 - 20 *	7,2 ± 0,2	6,9 ± 0,2	7,1 ± 0,2	7,2 ± 0,1	7,1 ± 0,1	7,4 ± 0,4

UD - zone non perturbée

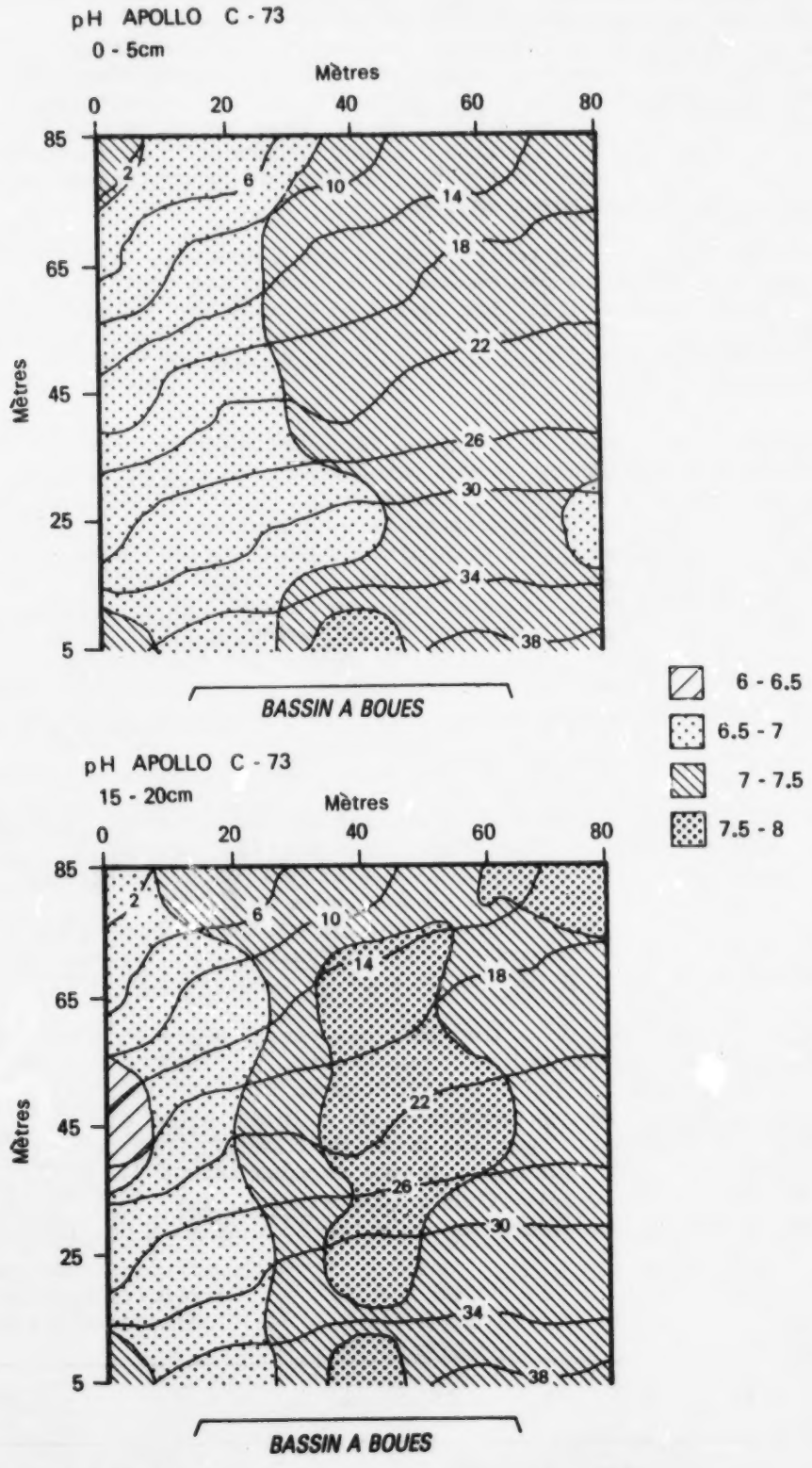


Figure 40. pH du sol à Apollo C-73

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm

Entre 0 et 45 m de distance du bassin (tableau 26), les basses valeurs VDI indiquaient de sévères perturbations de la végétation dans ce secteur. Entre 45 m et 85 m du bassin, les valeurs VDI étaient en moyenne de 25 p.100 inférieures à celles des zones non perturbées (tableau 26). Les dégâts causés à la végétation par la corrasion se manifestaient à 45 m en aval, mais non à 85 m. Dans les zones non perturbées, à l'extérieur de la grille d'échantillonnage, l'accroissement de la couverture végétale résultait principalement de la croissance des plantes dans des microsites mieux abrités.

Dans l'analyse par moyennes réciproques, l'axe 1 couvrait 24 p.100 de la variabilité de l'abondance des espèces. Le second axe couvrait 13 p.100 de la variance résiduelle. Les axes 1 et 2 combinés, ne couvraient que 37 p.100 de la variabilité des données relatives à l'abondance des espèces, ce qui indiquait une hétérogénéité considérable dans la distribution de la végétation à Apollo C-73.

La végétation appartenant à la classe IV (végétation la plus fortement perturbée) était relativement peu étendue, et n'apparaissait que dans un rayon de 30 m à partir du bassin (fig. 41). La corrasion due au roulage des véhicules était importante dans ce secteur. La végétation moyennement perturbée (classe III) occupait une plus grande étendue, et apparaissait jusqu'à 80 m de distance en aval de la berme (fig. 41). Cette distribution était principalement liée au passage des véhicules. L'élévation légère des taux de sodium et de chlorures dans le sol a peut-être aussi eu un effet. La végétation appartenant aux classes II et I (végétation très peu perturbée) était abondante, surtout vers les bords de la grille d'échantillonnage.

5.5.6 Concentrations ioniques des plantes:

Au tableau 27, sont énumérées les concentrations de potassium, sodium et chlorures chez les espèces dominantes à Apollo C-73. Les trois espèces dominantes poussant dans les sols contaminés par un déversement superficiel de boues de forage, entre 45 m et 85 m du bassin, présentaient toutes une augmentation des taux de chlorures dans leurs tissus. A 65 m de distance du bassin, chez Parrya arctica, les taux de chlorures représentaient 250 p.100 des valeurs de fond (tableau 27).

Oxyria digyna concentrait du sodium dans ses tissus entre 25 m et 45 m de distance du bassin. En ces points, chez Oxyria, les taux de sodium représentaient en moyenne 371 p.100 des valeurs de fond (tableau 27). Chez Alopecurus alpinus, les concentrations de sodium étaient élevées dans les zones de contamination par les boues de forage. Chez cette espèce, à 65 m en aval, les taux de ce cation représentaient 342 p.100 des valeurs de fond (tableau 27). Chez Parrya arctica, les concentrations de sodium n'augmentaient qu'entre 65 m et 85 m de distance du bassin.

Tableau 26 Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Apollo C-73
(UD -- végétation non perturbée)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
MOUSSES						
Ditrichum flexicaule			10	5	10	75
Poganatum alpinum var. septentrionale			25	20	15	88
Mousses mortes	35	50	75	95	100	100
LICHENS						
Cetraria cucullata			30	25	20	50
Cetraria delisei			25	30	15	100
Cetraria tilesii			20	20		25
Parmelia omphalodes		10	50	30	35	75
Pertusaria dactylina	5	15	65	55	45	100
Pseudephebe pubescens			20	20	5	38
Thamnolia subuliformis	10	30	70	60	40	100
Luzula sp.	15	20	70	85	90	50
PLANTES SUPERIEURES						
Alopecurus alpinus		30	30	25	30	50
Cardamine bellidifolia		10	55	25	45	50
Draba Alpina		25	75	55	90	63
Draba corymbosa		10	45	65	55	100
Festuca brachyphylla		15	70	45	80	75
Luzula sp.		5	40	10	20	50
Minuartia rossii		15	60	55	65	100
Oxyria digyna		5	45	25	20	50
Papaver radicatum		25	65	85	90	88
Parrya arctic		30	50	40	55	75
Potentilla hyparctica			5			
Ranunculus sulphureus						13
Salix arctica					5	13
Saxifraga caespitosa			20	15	20	63
Saxifraga flagellaris ssp. platysepala		10	35	20	20	75
Saxifraga foliolosa			5		5	
Saxifraga nivalis		5	20	10	15	75
Saxifraga oppositifolia		10	10	5	25	50
Saxifraga rivularis		30	45	55	70	75
Stellaria monantha			20			
VDI	4	11	37	32	35	60

VDI - Indice de perturbation de la végétation (%)

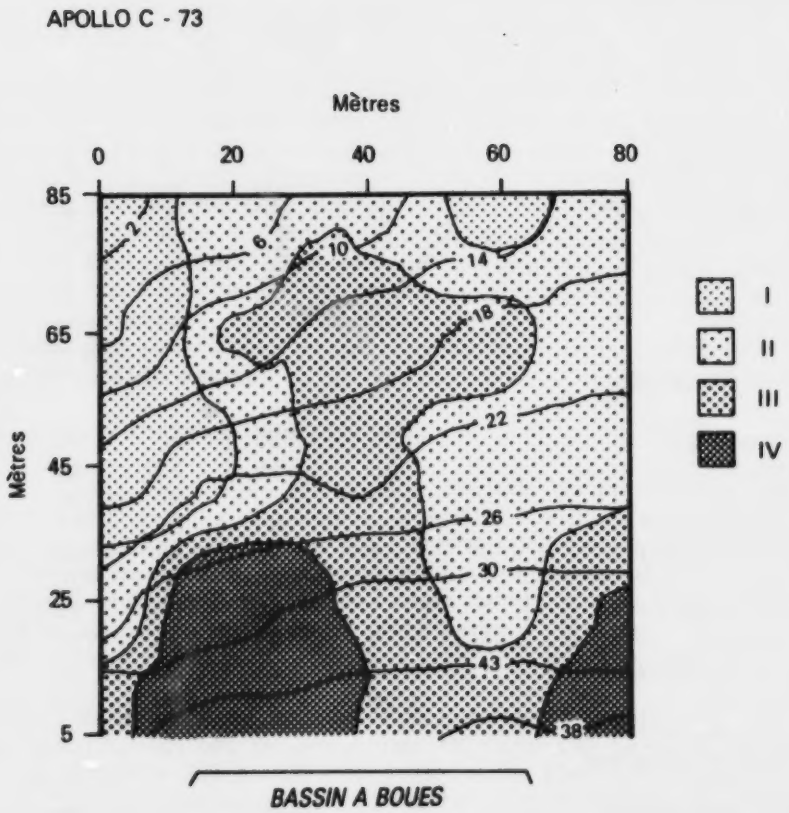


Figure 41. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Apollo C-73

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et les classes de végétation vont de la catégorie la moins fortement perturbée (classe I) à la plus fortement perturbée (classe IV)

Tableau 27 Concentration (mg/100 g) de potassium, de sodium, de chlorures totaux chez les espèces végétales d'Apollo C-73 (UD -- zones non perturbées)

Espèces	Distance suivante du bassin à roues (m) 5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
Alopecurus alpinus		75,6	69,3	105,3	74,7	67,5
Oxyria digyna		91,8	97,2		62,1	72,9
Parrya arctica		105,5	102,6	128,7	120,8	89,1
SODIUM						
Alopecurus alpinus		46,5	73,0	113,3	64,3	33,0
Oxyria digyna		150,0	187,5		47,0	45,5
Parrya arctica		43,6	46,8	79,2	54,8	44,0
CHLORURES						
Alopecurus alpinus		2 107,4	3 140,8	3 244,8	2 596,2	1 934,6
Oxyria digyna		1 561,1	1 995,9		1 321,3	903,2
Parrya arctica		2 784,8	2 673,3	4 049,5	3 153,2	1 616,8

Dans les tissus, les taux de potassium ne différaient fortement des valeurs de fond chez aucune des espèces dominantes échantillonnées. On a observé une certaine tendance à des accumulations plus importantes de cet ion par des plantes poussant dans des sols contaminés proches du bassin (tableau 27), mais les résultats n'étaient pas concluants.

5.6 Chads Creek B-64

5.6.1 Description du site et historique du puits:

Chads Creek B-64 (76° 23' 08,20"N 109° 54' 21,00"O) est situé sur une élévation constituée des argiles litées de Christoper, au-dessus de la limite marine située sur la presqu'île Sabine (île melville) (fig. 1b). Régionalement, la topographie est celle d'un plaine onduleuse. Le puits est situé sur une zone de relief peu prononcé (10 - 15 m), dans une vallée légèrement disséquée par un réseau hydrographique dendritique. Les sols sont dominés par des argiles et limons, et contiennent des quantités modérées de glace dans le sol. L'humidité du sol est forte en profondeur. La végétation est principalement celle d'une prairie humide de toudra.

B-64 est un puits gazéifère paré, que l'on a foré jusqu'à une profondeur totale de 5 021 m. Celui-ci a été amorcé le 6 décembre 1974 et complété le 27 juin 1975. Pour les opérations de forage, on a employé une boue contenant un mélange de bentonite et de polymère Kelzan X-C, traité légèrement avec des lignosulfonates. Le poids volumique de la boue pouvait atteindre 1,38 kg/l. Les quantités de solides contenus dans les boues, d'additifs liquides (excluant l'eau) et d'agents nettoyants sont énumérées au tableau 28. La quantité totale de solides contenus dans les boues (1 116 240 kg) était très élevée par rapport aux quantités utilisées dans d'autres puits d'exploration moins profonds de l'Extrême Nord. Pour effectuer les forages, on n'a utilisé que des eaux douces.

Les fluides résiduels ont été initialement déversés dans un bassin de dimensions approximatives 46 m x 46 m x 4 m, creusé dans des limons et argiles fins, très faiblement drainés. Le bassin était situé sur un terrain légèrement incliné (1° - 2°), en amont du chantier de forage. Le remblai du bassin était une argile lourde.

Le bassin à boues a posé des sérieux problèmes à Chads Creek B-64, pendant les opérations de forage et de remblai.

On avait initialement prévu un puits de 3 659 m de profondeur, et l'on avait construit en décembre 1974 un bassin que l'on jugeait suffisamment grand pour contenir les fluides de forage. Cependant, à la fin des opérations de forage en juin 1975, le puits dépassait 4 878 m de profondeur. Les problèmes rencontrés pendant le forage du puits ont prolongé les opérations de forage.

En février 1975, le niveau du bassin initial se trouvait à 0,3 m du niveau de débordement, et en mars, ce bassin a débordé (planche 6). A la fin mai, on a construit deux nouveaux bassins. Mais, en juin 1975, ces derniers étaient eux aussi pleins, et les déchets liquides de forage ont commencé à se déverser dans la toundra. Les fluides répandus se sont

écoulés le long des pentes jusqu'au chantier de forage, provoquant la saturation par l'eau et l'érosion du sol du chantier (planche 6). La situation s'est aggravée sur la zone concédée, en raison des dégâts causés par le passage de véhicules lourds, qui, pendant le dégel du mollisol, ont davantage endommagé le terrain, par corrasion du sol et formation d'ornières.

Ces problèmes ont été accentués par le remblayage des bassins pendant l'hiver 1975-1976. Les fluides déversés dans les bassins n'étant pas suffisamment congelés à ce moment-là, ils ont été repoussés à la surface, et se sont mélangés au terrain de couverture.

En juillet 1977, sur les zones occupées par les bassins, on a noté un important affaissement des matériaux de remblai, mais les fluides de forage semblaient avoir été retenus. Des ravinements s'étaient produits, et un large chenal traversait la grille d'échantillonnage (planche 6, fig. 42), entre deux bassins à boues. Tout le secteur des bassins à boues portait les traces de déversements de boues de forage, de couleur rose ou grise, en particulier le long des ravins et près de la tête de puits. On a noté de nombreuses accumulations salines à la surface du sol.

Sur toute la grille d'échantillonnage, la corrasion du sol était importante. La végétation originale avait été détruite au voisinage immédiat des bassins, et très peu de plantes avaient commencé à recoloniser le terrain. Alopecurus alpinus était la principale espèce recolonisatrice. Celle-ci était aussi dominante dans les zones intactes.

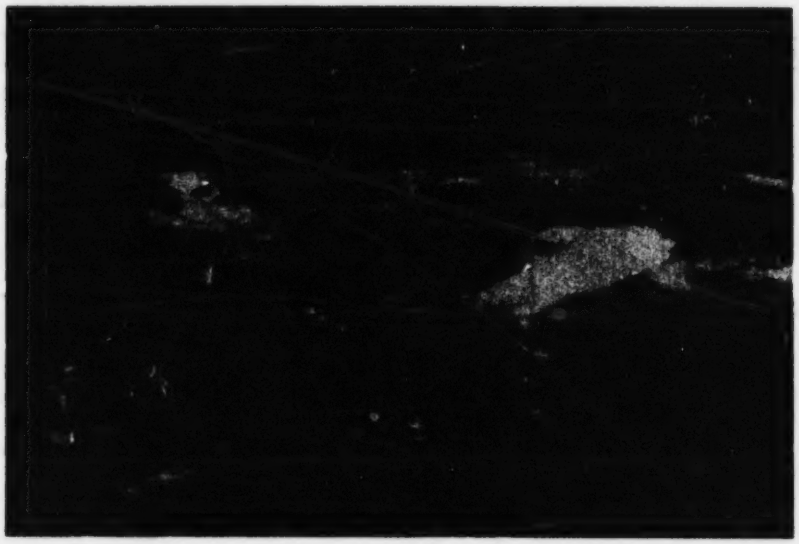
5.6.2 Profondeur du mollisol:

A Chads Creek B-64, en aval du bassin, la profondeur du toit du pergélisol était très variable. A la fin de juillet, la profondeur moyenne du mollisol était d'environ 37 cm, mais allait de 25 cm à 52 cm (fig. 43). L'épaisseur du mollisol était minimale à la base d'un vaste ravin situé à 85 m du bassin, creusé par le déversement des boues pendant les opérations de forage. Il semble maintenant que sur le site, le pergélisol se soit stabilisé.

5.6.3 Concentration ionique du sol:

A toutes les profondeurs du sol, en aval du bassin principal, les taux de potassium extractible ne différaient pas fortement des valeurs de fond (tableau 29). On a observé une élévation des taux à 5 m de distance du bassin, entre 15 et 20 cm de profondeur (ceux-ci représentaient environ 121 p.100 des valeurs de fond). Cependant, cette tendance ne pouvait être prouvée de façon concluante. Les composés contenant du potassium n'étaient pas des constituants importants de la formule des boues de forage (tableau 29).

Planche 6



Vue aérienne de Chads Creek B-64, montrant le débordement du bassin et le terrain saturé par l'eau et fortement endommagé par la corrasion sur la zone concédée.

Ravin entaillant les bassins à boues à Chads Creek B-64, montrant une zone fortement endommagée par la corrasion, et des surfaces couvertes de boues de forage résiduaires et d'incrustations salines (zone gris clair).

Tableau 28 Quantités totales de solides et liquides (excluant l'eau) déversées dans le bassin à boues de Chads Creek B-64

Produits	Description	Quantité
	SOLIDES	KILOGRAMMES
Baryte	Sulfate de baryum	941 980
Bentonite	Argile Montmorillonite	97 545
Polymère Kelzan X-C	Résine Xanthane	10 841
Visbestos	Amiante	5 432
Peltex	Lignosulfonate de ferrochrome	18 477
	Lignite	3 386
Soude caustique	Hydroxyde de sodium	13 727
Chaux	Hydroxyde de calcium	2 182
	Sciures de bois	4 432
Kwik-seal	Fibre de bois et cellophane	6 291
	Mica	4 409
	Coquilles de noix	2 432
Celloflakes		500
Dowicide B	Trichlorophénate de sodium	45
	Chlorure de calcium	364
	Bicarbonate de sodium	3 091
S.A.P.P.	Pyrophosphate acide de sodium	470
	Bicarbonate de sodium	636
TOTAL		1 116 240
	LIQUIDES	LITRES
	Combustible Diesel	5 668
LD-7		364
LD-8		45
Pipelax		119
TOTAL		6 196

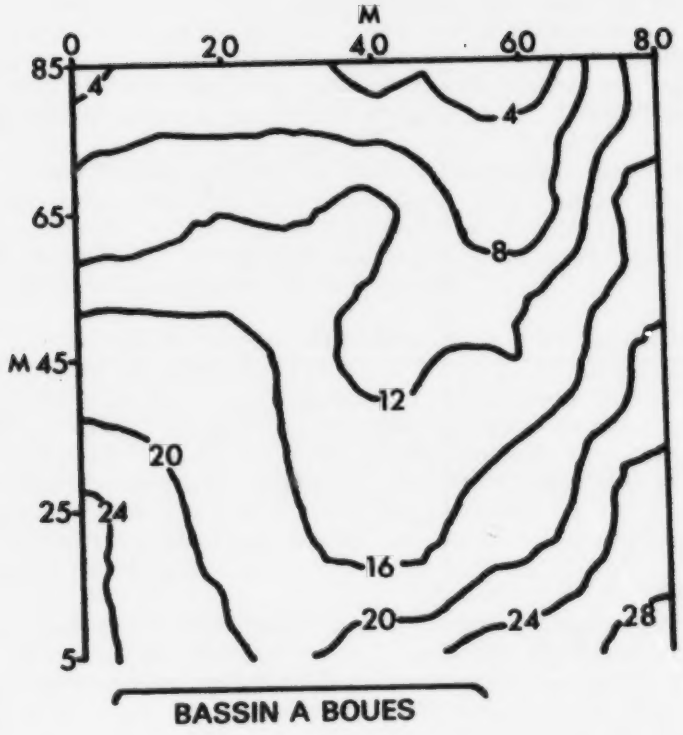


Figure 42. Topographie de Chads Creek B-64 (l'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm)

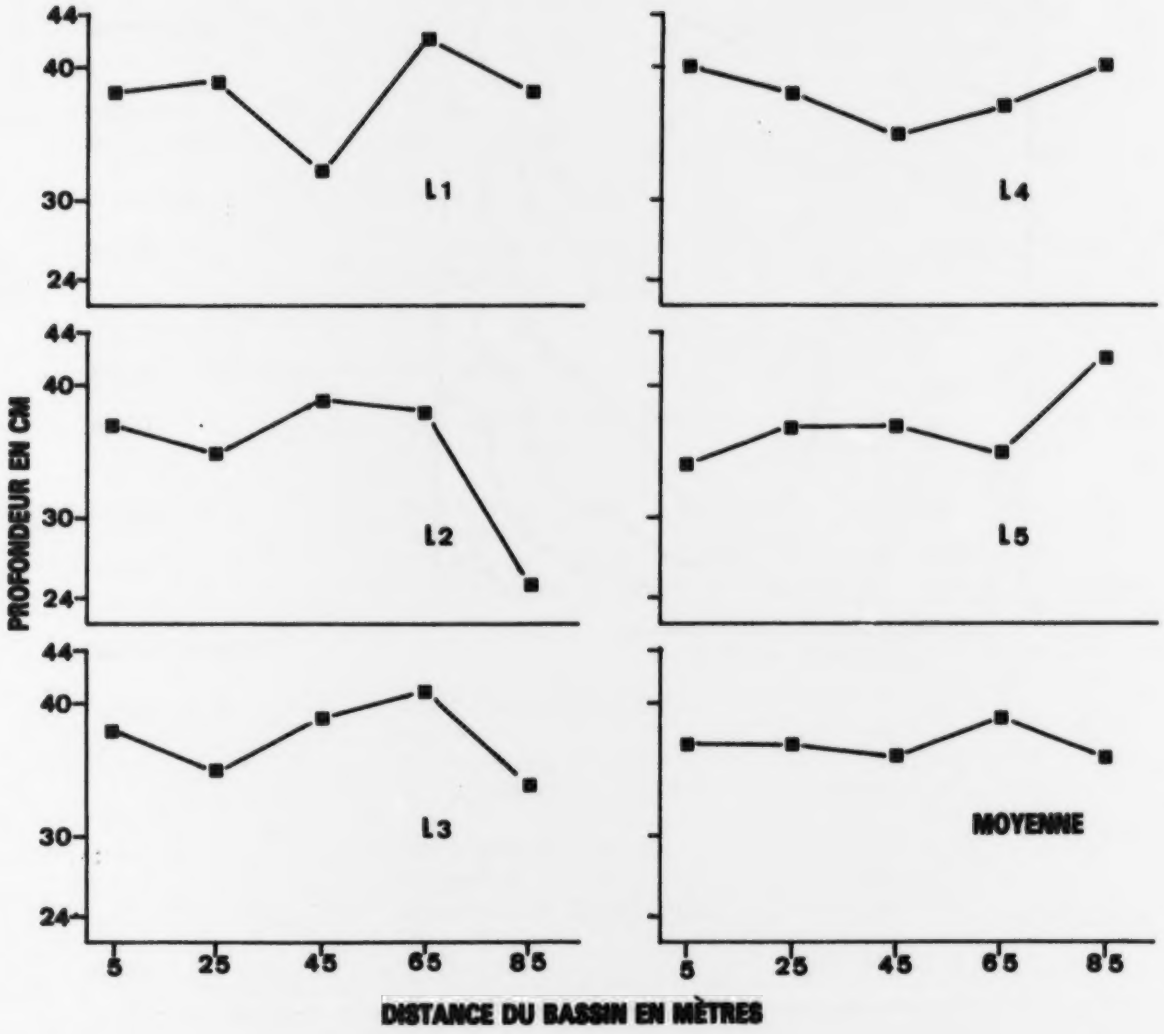


Figure 43. Profondeur du mollisol à Chads Creek B-64 (mesurée le 26 juillet 1977).

A Chads Creek B-64, la contamination du sol par le sodium était très nette. A toutes les profondeurs de sol, les taux de sodium extractible étaient plus élevés que les valeurs de fond sur toute la grille d'échantillonnage (tableau 29). Entre 45 m et 65 m en aval du bassin principal, les concentrations de sodium étaient maximales. Entre 0 et 5 cm de profondeur, 15 et 20 cm, et immédiatement au-dessus du toit du pergélisol, les valeurs moyennes représentaient 365 p.100, 267 p.100 et 298 p.100 des valeurs de fond respectivement. Les cartes de distribution du sodium du sol (fig. 44) montrent que dans ce secteur, les accumulations proviennent d'une autre source que le bassin principal. Ce déversement venait probablement de l'un des bassins auxiliaires construits en mai 1976. En certains points de la zone de déversement, les accumulations de sodium atteignaient 1 000 p.100 des valeurs de fond.

Dans la zone proche du bassin principal, les taux de sodium échangeable avaient aussi augmenté (fig. 44). Les concentrations moyennes de ce cation, à 5 m de distance de la berme à la surface du sol, représentaient 169 p.100 des valeurs de fond, mais en certains points, dépassaient celles-ci de 297 p.100.

Les boues de forage déversées à la surface du sol étaient très riches en sodium extractible (environ 3 371 p.100 des valeurs de fond). La lixiviation, puis la descente en profondeur du sodium à partir des boues, expliquaient l'augmentation des concentrations jusqu'à 1 767 p.100 des valeurs de fond entre 5 et 15 cm profondeur. Les composés contenant du sodium étaient l'un des éléments principaux des fluides de forage utilisés à Chads Creek B-64 (tableau 29), et l'on pouvait donc s'attendre à rencontrer des taux élevés de ce cation dans le sol et les boues de forage déversées.

A proximité des bassins principaux et secondaires, les concentrations de baryum à la surface du sol, pouvant dépasser de 240 p.100 des valeurs de fond sur les coordonnées rectangulaires de la grille, indiquaient un certain degré de contamination du sol par cet ion. A d'autres profondeurs du sol, les taux de baryum extractible présentaient peu de corrélation avec la proximité du bassin, et se rapprochaient des valeurs de fond (tableau 29). Dans les argiles lourdes, la mobilité du baryum était limitée, comme l'indiquaient les valeurs relativement basses relevées même dans les zones visiblement touchées par des déversements de boues. Il est possible que les vastes quantités de baryum ajoutées aux boues de forage (tableau 29) se soient liées à la bentonite et aux particules du sol, et existent sous une forme inassimilable.

A toutes les profondeurs de sol, en aval du bassin principal (tableau 29), les concentrations de manganèse variaient fortement. Sur toute la grille d'échantillonnage, les tax de manganèse du sol étaient bas, mais dépassaient généralement les taux de fond. Les augmentations de la concentration semblaient liées à des fuites de liquides de forage à partir

Tableau 29 Concentrations moyennes (avec erreurs-types) des cations et chlorures extractibles du sol à Chads Creek B-64

Profondeur du sol	Concentration (mg/100 g) à la distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
0 - 5	40,1 ± 1,8	37,7 ± 3,3	37,9 ± 2,1	39,6 ± 5,7	34,4 ± 2,5	36,1 ± 3,2
15 - 20	41,5 ± 2,4	43,2 ± 5,3	43,0 ± 7,6	36,5 ± 4,9	38,7 ± 3,2	35,1 ± 1,7
P + 5	42,3 ± 1,7	42,9 ± 1,3	41,9 ± 2,1	43,6 ± 1,5	43,7 ± 4,8	44,1 ± 0,7
SODIUM						
0 - 5	32,7 ± 11,9	49,8 ± 12,3	80,2 ± 25,9	61,3 ± 33,9	34,8 ± 15,5	19,4 ± 8,1
15 - 20	17,8 ± 2,4	19,5 ± 3,1	44,0 ± 24,6	43,0 ± 19,3	19,8 ± 5,9	16,3 ± 1,0
P + 5	21,9 ± 8,0	44,6 ± 30,0	60,9 ± 28,9	51,7 ± 29,0	20,9 ± 7,6	18,9 ± 5,4
BARYUM						
0 - 5	5,2 ± 0,2	6,8 ± 1,2	4,1 ± 1,3	4,0 ± 1,1	4,3 ± 0,8	2,8 ± 0,2
15 - 20	3,3 ± 0,2	3,7 ± 0,4	3,2 ± 0,5	2,8 ± 0,5	3,5 ± 0,5	3,5 ± 0,1
P + 5	2,7 ± 0,3	3,2 ± 0,8	3,6 ± 0,5	3,3 ± 0,4	3,1 ± 0,3	3,6 ± 0,02
MANGANESE						
0 - 5	0,25 ± 0,02	0,40 ± 0,10	0,64 ± 0,30	0,22 ± 0,07	0,40 ± 0,20	0,19 ± 0,03
15 - 20	0,26 ± 0,10	0,18 ± 0,04	0,18 ± 0,06	0,13 ± 0,01	0,38 ± 0,22	0,16 ± 0,02
P + 5	1,14 ± 0,70	0,31 ± 0,11	0,27 ± 0,16	0,25 ± 0,15	0,47 ± 0,31	0,12 ± 0,03
PLOMB						
0 - 5	0,07 ± 0,01	0,13 ± 0,03	0,10 ± 0,03	0,09 ± 0,02	0,04 ± 0,01	0,08 ± 0,04
15 - 20	0,05 ± 0,02	0,08 ± 0,04	0,11 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,05 ± 0,03	0,12 ± 0,02
P + 5	0,09 ± 0,03	0,11 ± 0,05	0,07 ± 0,01	0,10 ± 0,03	0,05 ± 0,02	0,07
CHLORURES						
0 - 5	110 ± 18	98 ± 4	99 ± 4	96 ± 3	94 ± 3	89 ± 1
15 - 20	93 ± 2	94 ± 1	92 ± 1	91 ± 1	92 ± 1	90 ± 1
P + 5	92 ± 1	92 ± 1	92 ± 1	92 ± 2	90 ± 1	88 ± 2

UD - zone non perturbée P - toit du pergélisol

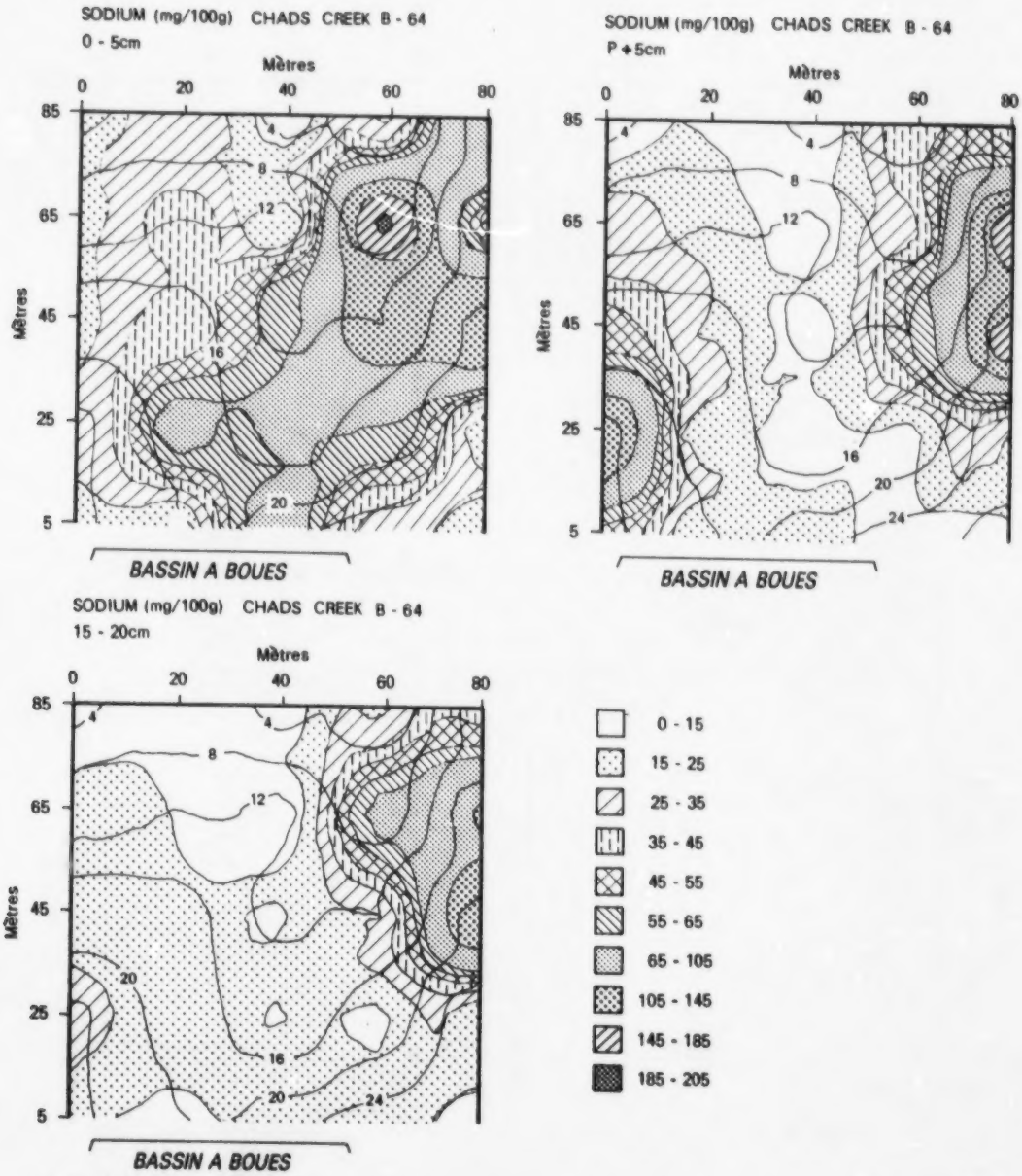


Figure 44. Concentrations de sodium dans le sol à Chads Creek B-64

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

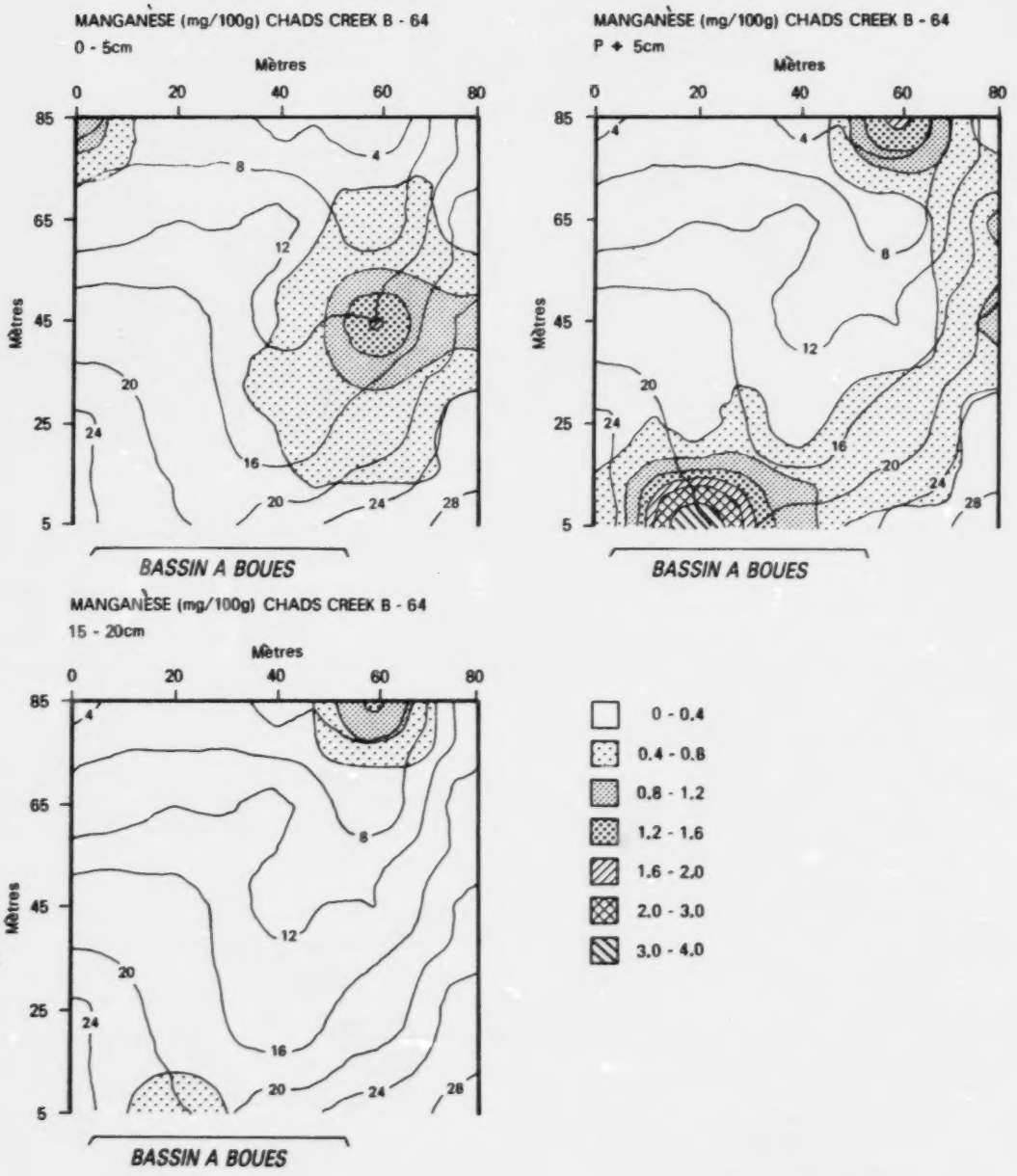


Figure 45. Concentrations de manganèse dans le sol à Chads Creek B-64

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

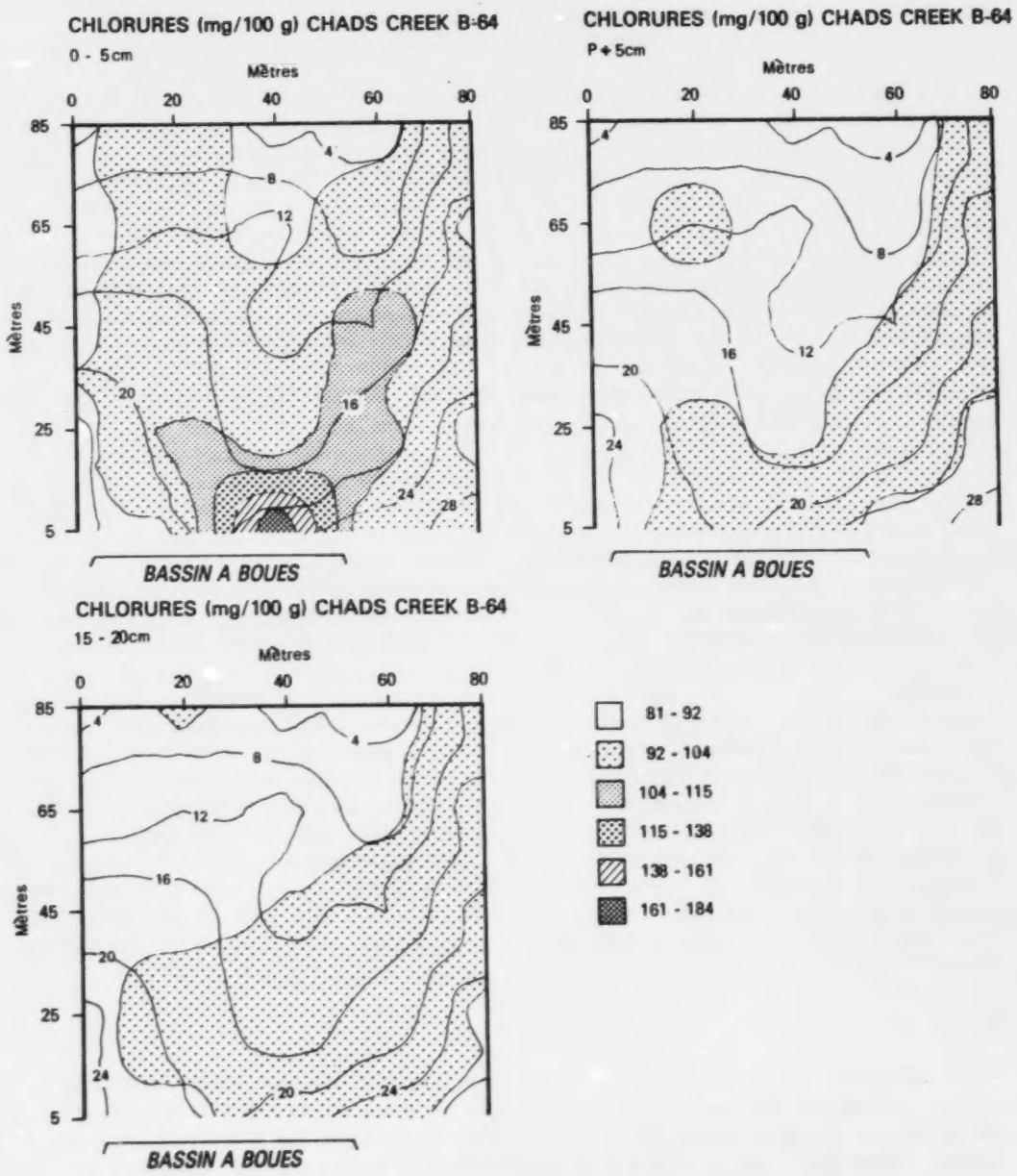


Figure 46. Concentrations de chlorures dans le sol à Chads Creek B-64

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

du bassin principal et des bassins auxiliaires (fig. 45). A proximité immédiate du bassin principal, à la base du mollisol, les concentrations de manganèse atteignaient 3 250 p.100 des valeurs de fond en certains endroits. A la surface du sol, près du bassin auxiliaire (à 45 m de distance en aval du bassin principal), ont été relevées des concentrations élevées (représentant environ 868 p.100 des valeurs de fond). Dans les boues de forage déversées, les taux de manganèse représentaient 184 p.100 des valeurs de fond.

Sur toute la grille d'échantillonnage, les concentrations moyennes de plomb extractible contenues dans le sol ne différaient pas fortement des valeurs de fond (tableau 29). Cependant, en certains endroits, on a mesuré des accumulations relativement élevées de plomb. Par exemple, la libération de fluides de forage contenant du plomb à partir du bassin principal, s'est traduite par des taux extractibles représentant en moyenne 293 p.100 des valeurs de fond sur toute l'épaisseur du mollisol, en un point d'échantillonnage situé à 25 m de distance de la berme. Dans un déversement de boues de forage, les taux de plomb extractible (représentant 3 875 p.100 des valeurs de fond) étaient élevés. Dans le sol (entre 5 et 15 cm de profondeur), les concentrations de plomb représentaient 1 550 p.100 des taux de fond, immédiatement au-dessous de ce déversement de boues.

Sur toute l'épaisseur du mollisol, sur toute la grille d'échantillonnage, les concentrations de zinc, chrome et cuivre étaient très faibles (0 à 0,08 mg/100 g). On n'a pu observer aucune contamination étendue du sol par ces métaux lourds. Dans des zones de déversement de boues de forage, on a localement noté des accumulations relativement élevées de ces métaux. Dans les boues déversées, les taux de zinc, chrome et cuivre représentaient respectivement 2 850 p.100, 1 400 p.100 et 400 p.100 des valeurs de fond.

A Chads Creek B-64, en aval des bassins, les taux de chlorures extractibles se trouvant dans le sol étaient en général légèrement plus élevés que les valeurs de fond (tableau 29), mais on n'a noté des accumulations appréciables à la surface du sol qu'à proximité immédiate du bassin principal (fig. 46). Dans cette zone, les concentrations atteignaient 204 p.100 des valeurs de fond en certains endroits. On n'avait pas ajouté aux boues de composés contenant de grandes quantités de chlorures (tableau 29), et ceci s'est traduit par des concentrations faibles (environ 111 p.100 des valeurs de fond) dans les boues de forage déversées.

5.6.4 pH du sol:

A Chads Creek B-64, les sols argileux lourds étaient bien tamponnés, et on a observé peu de variations du pH en aval du bassin (tableau 30). Le pH était généralement acide, et l'accroissement de l'alcalinité était léger, même dans les secteurs où avaient été répandus des fluides de

forage. Sur toute l'épaisseur du mollisol, à 25 m en aval du bassin principal (tableau 30), la tendance du pH à augmenter légèrement n'était pas significative. Cependant, sur les cartes de la distribution du pH du sol (fig. 47), on a observé un certain degré de corrélation entre l'élévation du pH et la proximité des bassins principal et secondaire, en particulier dans les 5 cm de la base du mollisol.

5.6.5 Concentration ionique des eaux de surface:

Dans des mares occupant la surface du remblai du bassin, et à diverses distances en aval à partir de la berme, on a mesuré la concentration ionique des eaux stagnantes. On a pris comme valeur de fond les taux d'ions solubles dans les mares de surface, en amont de la concession de forage.

Les concentrations de cadmium, de chrome, de zinc, de cuivre, de plomb et de manganèse, qui allaient de 0 à 0,04 mg/l, n'étaient pas significatives. Les taux de ces ions dans les eaux stagnantes proches du bassin ne différaient pas des valeurs de fond.

A proximité du bassin et à mesure qu'on se rapprochait de celui-ci (tableau 31), on a noté une contamination significative des mares superficielles par du potassium, du sodium et des chlorures, ainsi que des concentrations élevées de ces ions.

Dans les mares couvrant le remblai du bassin à boues, et à un mètre en aval, les taux de potassium représentaient respectivement 192 p.100 et 315 p.100 des valeurs de fond. A des distances de 30 m à 200 m de la berme, la teneur en potassium des eaux de surface se rapprochait davantage des valeurs de fond (tableau 31). Dans les eaux stagnantes occupant le remblai du bassin, les concentrations de sodium représentaient 1 714 p.100 des valeurs de fond, et 511 p.100 des valeurs de fond dans une zone de déversement de boues de forage, située à 1 m de la berme. Les concentrations de cet ion étaient élevées, même à des distances de 200 m en aval à partir du bassin (environ 589 p.100 des valeurs de fond). La contamination par les chlorures était très évidente dans les zones perturbées, où la concentration des eaux de surface représentait respectivement 6 800 p.100 et 19 800 p.100 des valeurs de fond au-dessus du remblai du bassin et à 1 m de la berme respectivement. Les taux de cet ion dans les mares diminuaient en aval de la concession, mais à 200 m du bassin, la concentration des chlorures correspondait encore à 600 p.100 des valeurs de fond.

Tableau 30. pH moyen du sol (avec erreurs-types) à Chads Creek B-64

Profondeur du sol (cm)	pH à la distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
0 - 5	5,9 ± 0,1	6,6 ± 0,4	5,9 ± 0,2	5,9 ± 0,2	5,8 ± 0,09	5,6 ± 0,05
15 - 20	5,7 ± 0,2	6,0 ± 0,2	5,9 ± 0,09	5,9 ± 0,01	5,5 ± 0,2	5,9 ± 0,05
P - 5	5,5 ± 0,5	5,9 ± 0,3	6,4 ± 0,1	5,9 ± 0,4	5,6 ± 0,4	6,0 ± 0,11

UD - zone non perturbée P - toit du pergélisol

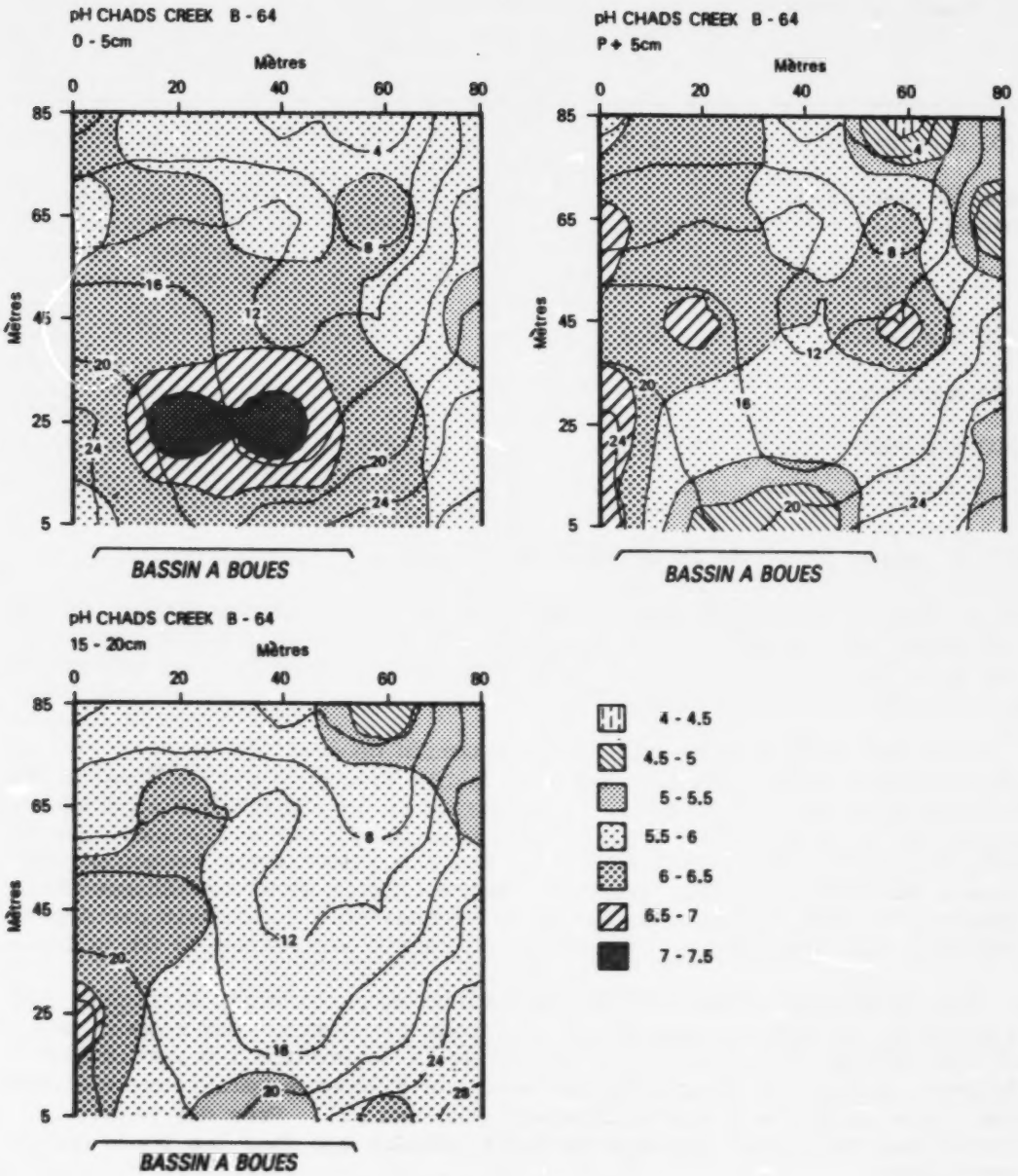


Figure 47. pH du sol à Chads Creek B-64

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm et P+5 cm -- 5 cm au-dessus du toit du pergélisol

Tableau 31. Concentration ionique des eaux stagnantes à Chads Creek B-64

Distance suivante du bassin à boues (m)	Concentration ionique (mg/l)		
	K	Na	Cl
200 m en amont	5,9	21,0	16,7
sur le remblai du bassin	11,3	360,0	1 137,3
1 m en aval	18,6	1 073,3	3 311,7
30 m en aval	8,9	89,0	327,8
80 m en aval	7,3	73,0	66,9
200 m en aval	8,6	123,7	100,4

5.6.6 Distribution de la végétation:

En aval du bassin, à Chads Creek B-64, la diversité des espèces était fortement réduite par rapport aux zones non perturbées. Les diminutions les plus fortes, entre 45 m et 65 m du bassin, étaient de 79 p.100 et 68 p.100 respectivement (tableau 32).

Dans les secteur du bassin, la destruction généralisée de la végétation se traduisait par une très faible fréquence des espèces, entre 5 et 65 m de distance en aval. L'abondance de la plupart des espèces augmentait à 85 m du bassin principal, mais même à cette distance, les valeurs des fréquences en pourcentage étaient généralement beaucoup plus basses que dans les zones intactes. Entre 45 m et 85 m de distance du bassin principal, la destruction de la végétation s'expliquait par les perturbations associées à l'existence du bassin secondaire de Chads Creek.

Les espèces les plus résilientes étaient en particulier Ditrichum flexicaule, Alopecurus alpinus et Saxifraga rivularis. Par rapport aux autres espèces observées, ces éléments de la végétation (en particulier Alopecurus alpinus) apparaissaient avec une fréquence relativement élevée sur toute la grille d'échantillonnage (tableau 32). Près des bassins, l'abondance de toutes les espèces était moindre que dans les zones non perturbées.

Tableau 32 Fréquence en pourcentage des espèces végétales à Chadis Creek B-64
(UD -- végétation non perturbée)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m)					
	5	25	45	65	85	UD
MOUSSES						
Aulacomnium turgidum	15				5	100
Ditrichum flexicaule	20	25		15	35	100
Poganatum alpinum var. septentrionale		15			30	100
Mousses mortes	60	60	60	40	80	100
LICHENS						
Cetraria delisei						38
Parmelia omphalodes		5				100
Pertusaria dactylina	15	10		5	10	100
Thamnolia subuliformis						25
PLANTES SUPERIEURES						
Alopecurus alpinus	85	50	45	65	85	100
Cerastium regelii	5					50
Draba Alpina	5	10			15	100
Draba corymbosa					15	88
Festuca brachyphylla						38
Luzula sp.		15		10	40	50
Papaver radicatum	5	5			35	100
Potentilla hyparctica						13
Ranunculus sulphureus	5	20	5	5	30	100
Saxifraga nivalis						38
Saxifraga rivularis	10	10	20	5	50	100
Stellaria monantha			5		5	50
VDI	11	11	7	7	22	75

VDI - Indice de perturbation de la végétation (%)

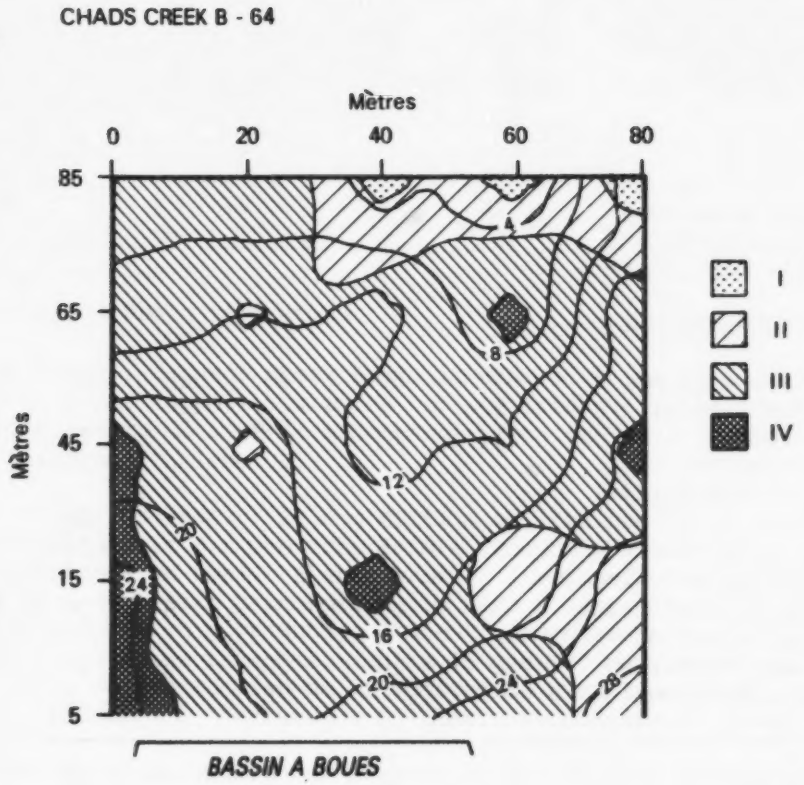


Figure 48. Carte des classes de perturbation des communautés (CD) à Chads Creek B-64

L'équidistance des courbes de niveau est exprimée en dm, et les classes de végétation vont de la catégorie la moins fortement perturbée (classe I) à la plus fortement perturbée (classe IV)

Les valeurs VDI étaient très faibles en aval par rapport à la valeur caractérisant la zone non perturbée (tableau 32), et réflétaient les effets des perturbations à la fois sur la diversité et sur la fréquence des espèces. Les valeurs VDI les plus basses ont été relevées entre 45 m et 65 m du bassin principal, dans une zone fortement endommagée par le bassin secondaire. Les effets en étaient ressentis jusqu'à 85 m en aval, comme l'indique la valeur VDI, de 53 p.100 inférieure aux valeurs relevées dans la zone non perturbée (tableau 32). Dans les zones intactes, la couverture végétale se limitait de terre. Cette micro-structure a été totalement détruite dans les zones proches des bassins.

Dans l'analyse par moyennes réciproques, l'axe 1 couvrait 32 p.100 de la variation d'abondance des espèces. L'axe 2 couvrait 24 p.100 de la variance résiduelle. Les axes 1 et 2 couvraient au total 57 p.100 de la variabilité d'abondance des espèces, ce qui indiquait l'homogénéité générale de la végétation à Chads Creek B-64.

La végétation de la classe IV, fortement perturbée, était largement confinée aux bords de la grille d'échantillonnage, entre 5 m et 45 m du bassin principal (fig. 48). Cette distribution reflétait principalement les effets des perturbations mécaniques, mais il semblait aussi exister une certaine corrélation avec les taux élevés de sodium, de manganèse et de chlorures du sol. La vaste distribution de la végétation de classe III (catégorie moyennement perturbée), sur la grille d'échantillonnage, témoignait du fort dérangement mécanique associé à la construction du bassin et à la récupération du terrain à Chads Creek. La présence d'une végétation appartenant à la classe III semblait aussi liée à la contamination par le sodium du sol, lessivé à partir du bassin principal et du bassin secondaire (voir fig. 44 et 48). La végétation de classe II (catégorie légèrement perturbée) se limitait à de petites étendues, à la périphérie de la grille d'échantillonnage (fig. 48).

5.6.7 Concentration ionique des végétaux:

A Chads Creek B-64, les taux de potassium de sodium et de chlorures chez Alopecurus alpinus et Papaver radicatum ne présentait aucune corrélation avec la contamination du sol par des sels. Chez les plantes, les concentrations de ces ions sur toute la grille d'échantillonnage ne différaient pas fortement des valeurs de fond (tableau 33) et on n'a pas observé de gradients de variation des taux dans les tissus, en fonction de la proximité des bassins. Il se peut que les sels libérés par les fluides de forage répandus étaient en grande partie liés aux sites d'échange des sols argileux, sous une forme largement inaccessible aux plantes.

Tableau 33 Concentration (mg/100 g) de potassium, de sodium, et de chlorures totaux chez les espèces végétales de Chads Creek B-64 (UD -- zones non perturbées)

Espèces	Distance suivante du bassin à boues (m) 5	25	45	65	85	UD
POTASSIUM						
Alopecurus alpinus	139,4	136,4	138,6	149,4	141,1	140,4
Papaver radicatum	137,7	156,6		156,6		156,6
SODIUM						
Alopecurus alpinus	109,4	100,5	142,5	171,9	119,0	82,7
Papaver radicatum	58,3	64,5		96,0		60,5
CHLORURES						
Alopecurus alpinus	2 566,4	1 923,5	2 454,2	2 213,4	2 310,9	2 051,7
Papaver radicatum	1 817,5	1 934,6		1 990,4		2 068,4

6 DISCUSSION

6.1 Causes du déversement de fluides de forage et de la contamination chimique du terrain

En aucun des six chantiers de forage visités, on a observé de sérieuses ruptures des bassins, provoquant la fuite massive de fluides de forage. French (1978b) a noté que dans l'Extrême Nord les fluides de forage contenus dans les bassins gelaient rapidement in situ. Nos observations confirment cette conclusion.

Dans l'Extrême Nord, les principaux déversements de fluides ont lieu principalement pendant les opérations de forage et la phase de récupération du terrain occupé par les bassins. Les fluides non gelés peuvent se répandre dans la toundra, lorsque le matériel dans lequel circulent les boues est manipulé sans précaution. Un déversement de boues près de la tête de puits de Robert Harbour K-07, s'est ainsi produit. Il peut aussi y avoir des déversements, lorsque les bassins débordent ou sont remblayés avant la congélation des fluides qu'ils contiennent. On a rencontré des problèmes de cette nature à la fois à Apollo C-73 et à Chads Creek B-64. Des sacs de produits chimiques qui ont été renversés, constituent une autre source de contaminants potentiellement toxiques. On a noté ce type de déversement près des bassins de Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64.

Dans chacun des six chantiers de forage, on a noté la subsidence du remblai des bassins, qui était faiblement consolidé. Ceci résultait des effets thermiques décrits brièvement à la section 1.2, et de façon plus détaillée par French (1978a, 1978b). Un tel affaissement du terrain récupéré au-dessus d'un bassin peut exposer les fluides de forage congelés aux effets du dégel, puis de l'érosion. Le problème s'aggrave, lorsque dans les ravins, l'érosion régrésive entaille le remblai du bassin et les boues enterrées. Des boues se sont ainsi répandues à Robert Harbour K-07, et le même phénomène risque de se produire à Cape Fleetwood L-21.

La contamination des sols par les fluides de forage peut avoir lieu, lorsque les fluides congelés se mélangent au remblai pendant la récupération du terrain occupé par le bassin. Lorsque le remblai fond en surface pendant le printemps et l'été, ces produits chimiques sont libérés dans l'environnement. Ceci explique les taux élevés de certains ions dans le sol à Bent Horn N-72 et Charles Point G-07. Les produits chimiques utilisés lors des forages peuvent aussi être dispersés par l'érosion du remblai contaminé, comme à Cape Fleetwood L-21.

Sur chacun des six chantiers de forage, en certains endroits, les bassins à boues de forage étaient "perchés" sur des terrains surélevés; par exemple, à Cape Fleetwood L-21, ils étaient placés sur des pentes. De ce fait, les fluides de forage déversés et le remblai du bassin étaient entraînés sur de grandes étendues par les eaux de fonte des neiges. On aurait pu réduire l'étendue de la contamination du sol et de la végétation par les fluides de forage résiduaires, si l'on avait placé les bassins dans des zones au relief peu prononcé, de préférence dans des dépressions naturelles peu profondes.

6.2 Contamination du sol par les fluides de forage

Le taux de cations extractibles à l'acétate d'ammonium reflète la capacité d'échange du sol, et constitue une mesure de la quantité d'ions assimilables par les plantes. L'analyse des extraits de sol obtenus par lavage à l'acétate indiquait la contamination par un certain nombre de cations, provenant des fluides de forage ou du remblai du bassin. Les principaux polluants étaient le sodium, le potassium et le baryum. Le zinc, le plomb, le chrome, le cuivre et le manganèse étaient des contaminants mineurs sur la plupart des sites. Les concentrations d'autres métaux lourds, comme le cadmium, étaient négligeables. Les chlorures solubles dans l'eau ont aussi contaminé chacun des six chantiers de forage.

La contamination du sol par le potassium et le sodium était liée au déversement de fluides de forage riches en chlorures. La pollution du sol par ces ions était particulièrement marquée à Bent Horn N-72 et Robert harbour K-07. La présence de potassium était directement liée à celle des chlorures, sous forme de KCl, dans les fluides de forage. Les composés du sodium étaient aussi des constituants courants des mélanges de boues.

Dans les sols contaminés situés en aval des bassins, les taux de potassium étaient faibles par rapport aux importantes quantités de KC l ajoutées aux mélanges de boues. La fixation du potassium, sous forme inassimilable, par liaison préférentielle aux sites d'échange de la bentonite (Page and Baver 1939), et en même temps, le confinement de la plus grande partie des boues de forage congelées à l'intérieur des bassins, expliquaient ce résultat.

Le sodium a été libéré dans l'environnement en quantités appréciables. Dans les sols non contaminés de l'Extrême Nord, le cation prédominant attaché au complexe d'échange était le calcium, tandis que le sodium était l'un des moins importants. Dans le sol, après contact avec les fluides de forage riches en sodium, la proportion de sodium fixée aux sites d'échange que contient le sol augmente fortement par rapport au calcium et au magnésium (Edwards et Blauel 1975). Ceci s'est traduit par des augmentations significatives des taux de sodium extractible, dans toutes les zones contaminées par les fluides de forage.

Les sols contenant du sodium échangeable dans la proportion de 3 à 10 m.e./100 g sont appelés solonetziques (Biosystems 1974). Sur cinq chantiers de forage, on a relevé des taux de sodium extractible atteignant cette concentration, ou même davantage, à l'exception d'Apollo C-73. La dispersion des particules dans ces sols "sodiques" a pu provoquer un certain degré de détérioration de la structure. Dans les sols caractérisés par une composante argileuse élevée, comme à Chads Creek B-64, la dispersion induite par le sodium réduit le drainage, le sol subit une défloculation et devient compact au lieu de friable (Edwards et Blauel 1975).

Le potassium, le sodium et les chlorures se sont infiltrés à travers le mollisol sur chacun des six chantiers de forage. En certains points, on a relevé les concentrations maximales de ces ions à l'interface gel-dégel. La raison en était la migration d'eaux riches en ions dans les zones froides du profil de sol, où elles sont piégées par le pergélisol en majeure partie imperméable. En d'autres endroits, les concentrations élevées de potassium, de sodium et de chlorures à la surface du sol résultaient d'une rapide évaporation d'eaux riches en ions. Ce phénomène était particulièrement évident dans le remblai du bassin et les lieux de déversement des boues de forage où l'évaporation avait permis la formation d'une croûte de sel.

La distribution de cations solubles dans le sol résultait d'un certain nombre de phénomènes physiques et dynamiques. Dans la plupart des sols de l'Extrême Nord, il existe un fort gradient thermique pendant la saison de croissance, en même temps qu'un gradient correspondant d'humidité, le sol étant sec en surface (température 5 à 10°C), et humide et froid (0 à -3°C) à l'interface gel-dégel (Babb et Bliss 1974). Etant donné que les sols humides conduisent la chaleur plus facilement que les sols secs, une fois qu'un gradient d'humidité est établi au printemps, il est renforcé par des modifications ultérieures du régime thermique. Toutes les eaux disponibles (plus les ions) tendent à se déplacer vers la zone la plus froide du profil du sol (Taylor 1965), tandis que l'évaporation contribue à assécher la surface. Ainsi, sur les sites d'apparence aride, de nombreux sols peuvent se rapprocher du taux de saturation entre 10 et 20 cm de profondeur. On a observé cette situation sur la plupart des chantiers de forage, en particulier à Apollo C-73.

Bien que l'on ait généralement rencontré de plus fortes concentrations de potassium, de sodium et de chlorures dans les sols situés dans un rayon de 30 m à partir des bassins, on a observé un certain degré de déplacement de ces ions le long des pentes à Cape Fleetwood L-21, Bent Horn N-72, Charles Point G-07 et Robert Harbour K-07. La migration était particulièrement rapide près de la surface (0-5 cm), en raison du ruissellement superficiel. La vitesse de déplacement des ions le long des pentes dépend de la solubilité des composés libérés par les fluides de forage, du volume du ruissellement superficiel, de la circulation des eaux souterraines à travers les zones contaminées, et enfin, de la composition du sol. Le potassium, le sodium et les chlorures étaient tous plus mobiles sur les sites sablonneux, que dans les limons et argiles, à Apollo C-73 et Chads Creek B-64. Les chlorures étaient les ions les plus mobiles que l'on ait mesurés sur chacun des sites.

Les ions mobiles tendent à migrer à partir des zones d'amont avec le temps, et à mesure qu'ils descendent, leurs concentrations diminuent dans les zones plus élevées. Par conséquent, sur les hauteurs, toute contamination importante n'est qu'un phénomène temporaire. Une contamination plus durable peut résulter de la libération de quantités supplémentaires de fluides de forage, ou de l'accumulation d'eaux souterraines fortement concentrées dans les dépressions du toit du pergélisol (ceci semble s'être produit à Bent Horn N-72).

A Charles Point G-0, la contamination du sol par le zinc était particulièrement évidente. La présence de zinc à la base du mollisol indiquait une infiltration verticale des eaux souterraines, mais les concentrations étaient les plus fortes entre 0 et 5 cm de profondeur, en particulier à proximité du bassin. A toutes les profondeurs du sol, s'était produite une migration du zinc de long des pentes; cependant, ce déplacement atteignait son maximum à la surface, en raison du ruissellement. On a aussi noté un certain degré de contamination par le zinc à Robert Harbour K-07, en particulier dans les dépôts de boues de forage à la surface du sol. Sur ce site, la mobilité du zinc était limitée, et l'ion semblait être lié aux sites d'échange présents dans le mélange complexe formant les boues.

A Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64, s'est produit une contamination du sol par le plomb, mais les taux extractibles étaient généralement bas. On a mesuré les concentrations de plomb les plus fortes dans les 20 cm superficiels du sol sur ces deux sites. L'immobilité relative du plomb dans les sols se manifestait par le confinement de ce métal aux zones bordant les bassins. A Robert Harbour K-07, les forts taux de plomb des boues de forage semblaient indiquer que dans certains mélanges de boues, cet ion peut constituer un important contaminant. Cependant, en raison de sa faible mobilité, il ne représente probablement pas un risque très sérieux de contamination pour l'environnement de l'Extrême Nord.

On a trouvé des indices d'une contamination du sol par le cuivre à Charles Point G-07. Le cuivre extractible n'apparaissait qu'en traces, excepté à 45 m en aval du bassin, où des concentrations relativement élevées caractérisaient une zone de faible étendue. On a soupçonné une libération de cuivre par les fluides de forage; cependant, on n'a pu le prouver de façon concluante.

Une migration restreinte, latérale et le long des pentes, semblait indiquer que la mobilité du cuivre était faible, même dans les sols sableux de Charles Point. Cependant, les taux élevés, mesurés à la base du mollisol, indiquaient une infiltration verticale. En ce qui concerne la disponibilité du cuivre, les facteurs déterminants sont le pH, la concentration de matière organique du sol, les proportions de sable et d'argile, et la présence d'autres éléments tels que le molybdène, le zinc et l'aluminium avec lesquels le cuivre peut réagir.

Pour les gammes de baryum total du sol, les valeurs allaient de 100 à 3 000 ppm, la moyenne étant de 500 ppm (Biosystems 1977b). Une concentration d'environ 30 ppm correspond à la concentration de baryum échangeable. Sur chacun des six chantiers de forage, les concentrations de baryum extractible étaient généralement moindres que les valeurs

citées, d'un facteur de 10 ou même plus. Néanmoins, un certain degré de contamination par le baryum était évident, en particulier dans les sols superficiels de Cape Fleetwood L-21, Robert Harbour K-07, Apollo C-73 et Chads Creek B-64. A Apollo C-73, les taux relativement élevés correspondaient à des dépôts superficiels de boues de forage.

Il ne semble pas qu'il y ait eu de mouvements notables, latéraux ou le long des pentes, à travers le sol; la mobilité de baryum était donc très limitée sur chacun des sites. La plupart du baryum contenu dans le sol persiste sous une forme complexe non accessible, liée à la matière minérale ou organique. La fixation du baryum dans les boues de forage, qui étaient largement retenues dans les bassins, explique pourquoi cet ion n'était pas un contaminant notable du sol, même lorsque de vastes quantités de produits alourdissants, contenant du baryum, avaient été ajoutées aux mélanges de boues en certains sites, par exemple à Chads Creek B-64.

La contamination du sol par le manganèse, causée par des déversements de fluides de forage, était évidente à Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64. Pourtant, les taux extractibles de cet ion étaient faibles (0,8 à 4,0 mg/100 g) même dans les zones contaminées. Un important mouvement de cet ion, latéralement et le long des pentes, indiquait que le manganèse est suffisamment mobile pour occuper des étendues considérables. Les taux élevés de manganèse, mesurés sur toute l'épaisseur du mollisol dans les zones contaminées, indiquent aussi une infiltration complète en profondeur.

L'acidité du sol était le plus important facteur régissant l'accessibilité du manganèse. A Chads Creek B-64, on a relevé des concentrations élevées dans les zones où le pH était faible (4,5 - 5,0). A Bent Horn N-72, les concentrations extractibles de manganèse du sol, présentaient aussi une étroite corrélation avec la diminution du pH. On a noté des taux relativement élevés à la base du mollisol, en certains points où régnaient des conditions d'anaérobiose, et où le pH du sol allait de 4,0 à 4,5.

Le manganèse peut former des complexes avec la matière organique, se présenter sous forme d'ion échangeable, ou sous forme de nombreux précipités inorganiques. Nos résultats suggèrent que la teneur organique du sol déterminait fortement la distribution du manganèse. A Charles Point G-07, l'élévation des taux de manganèse dans le sol n'a été constatée que dans les zones où la teneur du sol en matière organique était relativement élevée. De plus, à Bent Horn N-72, les concentrations de manganèse relevées dans les sols organiques, étaient généralement plus élevées qu'en aucun des sols minéraux des autres chantiers de forage.

6.3 Effets des fluides de forage sur la végétation

Généralement, on a relevé les plus forts taux de contamination chimique du sol sur les bassins remblayés ou à proximité de ceux-ci, là où la végétation avait été le plus fortement dérangée par le passage de véhicules ou l'accumulation de matériaux de couverture. On a aussi décelé des concentrations élevées d'ions dans le sol, dans les ravins situés en aval, où la végétation était exposée aux effets de l'érosion. Bent Horn N-72 était le seul site où les concentrations ioniques du sol, en particulier les concentrations de potassium, de sodium et de chlorures étaient élevées en un lieu situé en aval, par ailleurs non dérangé par les activités de forage. La cartographie suivant les classes de perturbation du sol indiquait que la végétation de ce sol enrichi chimiquement était dans une certaine mesure dérangée. Mais les résultats de cette étude ne prouvent pas de façon concluante que les produits chimiques, provenant des fluides de forage, libérés dans l'environnement, ont un effet sur la végétation de l'Extrême Nord.

Les dégâts subis par la végétation, par exemple la décoloration des feuilles, la chute des feuilles et la mort des pousses, attribuables à des taux élevés de sodium et de chlorures, ne pouvaient se distinguer des effets des perturbations mécaniques, sur aucun des chantiers de forage. D'après cela, il a été difficile de déterminer si les concentrations de sel dans le sol étaient toxiques pour la végétation de l'Extrême Nord. D'après les données obtenues sur les épinettes et les bouleaux de l'Alberta (Edwards et Blauel 1975), on sait que l'exposition prolongée à des taux de chlorures dépassant 1 500 mg/100 g, peut endommager les végétaux. Des concentrations de chlorures de cette envergure ou encore plus élevées ont été notées sur chaque chantier de forage, excepté à Apollo C-73, et ont peut-être endommagé la végétation. Les chlorures étaient probablement les ions les plus toxiques pour les plantes, parmi les ions extractibles analysés. Le sodium a peut-être exercé un effet indirect sur la végétation, du fait qu'il altérait la structure du sol.

Certaines espèces végétales de l'Extrême Nord, en particulier Alopecurus alpinus, Oxyria digyna, Luzula spp., Parrya arctica et Saxifraga oppositifolia, semblaient tolérer les conditions de salinité. Toutes ces espèces avaient la capacité de concentrer le sodium, le potassium et le chlorure dans leurs tissus, et on les a toutes rencontrées dans des sols salins à proximité des bassins.

La vraie tolérance à la salinité (halotolérance), est la capacité effective des cellules végétales à supporter des taux cumulatifs élevés d'ions de sodium et de chlorures (Edwards et Blauel 1975). En particulier, Alopecurus alpinus manifeste cette capacité. Dans ses tissus, les concentrations de chlorures étaient très élevées à proximité des bassins, à Cape Fleetwood L-21, Bent Horn N-72 et Charles Point

G-07. Cependant, malgré ces concentrations élevées (dans la gamme indiquée par Edwards et Blauel 1975, les espèces méridionales d'arbres sont endommagées), des spécimens individuels d'Alopecurus semblaient sains et ne présentaient aucun signe évident de nécrose. Quelques-unes des autres espèces halophiles semblaient beaucoup moins actives dans les zones contaminées.

Les plantes peuvent aussi éviter les effets nocifs de la salinité du milieu, par exclusion passive du sel, excrétion active o dilution des sels qu'elles absorbent. On rencontre ces espèces sur des sols salins, mais elles ne contiennent pas encore dans leurs tissus d'accumulations excessives de chlorures ou autres sels solubles tels que la potassium et le sodium. Parmi quelques-unes des espèces de l'Extrême Nord qui poussent dans des sols contaminés et sont classées dans cette catégorie, citons Papaver radicatum et Aulacomnium turgidum.

Les réponses de la végétation aux taux de chlorures, potassium et sodium sont complexes. Treshow (1970) affirme que les sols salins sont nocifs, surtout parce qu'ils réduisent la vitesse d'absorption de l'eau par les plantes. Lorsque la concentration des ions minéraux augmente, la pression osmotique monte jusqu'à ce que la tension de la solution de sol ne permette plus à la plante d'absorber d'eau; celle-ci souffre alors de déshydratation. Par ailleurs, Levitt (1970) a indiqué que le premier effet nocif du sel résulte de la toxicité des ions, et que les facteurs de déséquilibre osmotique et nutritionnel sont secondaires.

On sait que le déséquilibre salin modifie plusieurs des fonctions de la plante avant l'apparition de lésions, telles que la respiration, l'activité photosynthétique, la synthèse des protéines, la synthèse des nucléotides et l'activité enzymatique. Quelques-unes des variables qui régissent ces modifications fonctionnelles et l'apparition de lésions, sont énumérées ci-dessous.

1) Facteurs climatiques
   - La toxicité augmente avec la lumière (Strogonov 1964).
   - La toxicité augmente avec la température (Kaho 1962).
     (Dans l'Extrême Nord, les basses températures tendent à réduire la toxicité du sel).

2) Facteurs édaphiques
   - Le calcium réduit les dommages causés par le sodium (LaHaye et Epstein 1969).
     (Les sols de l'Extrême Nord sont généralement riches en calcium, par conséquent la toxicité du sodium pour la végétation peut diminuer).

- Les eaux souterraines et superficielles diluent le sel (au printemps les eaux de fonte peuvent favoriser la végétation, en diluant les sels très concentrés que contient le sol, en les enlevant de la zone de pénétration des racines, et en les transportant à travers le mollisol; par contre, les eaux de fonte peuvent accroître la contamination saline, par lessivage continu de produits salins à partir des bassins à boues).
- La salinité naturelle du sol (en de nombreux endroits de l'Extrême Nord, les sols sont naturellement salins, en raison du piégeage des ions solubles dans le mollisol relativement peu profond, et en même temps, de l'évaporation rapide en surface; on peut s'attendre à ce que la végétation non perturbée présente une certaine tolérance vis-à-vis du sel).

3) Facteurs génétiques
   - Les différences de résistance des espèces vis-à-vis de la salinité (Strogonov 1964) (une espèce telle que Alopecurus alpinus, capable de pousser dans des sols fortement contaminés, devrait être un peu plus résistante au sel qu'un grand nombre de lichens, par exemple, qui n'ont jamais été trouvés dans les zones contaminées).
   - Les différences de résistance au sel entre divers individus de même espèce (Kadmon 1963, Dewey 1960).

La majorité des espèces de l'Extrême Nord examinées, présentaient un certain degré de tolérance à la contamination par les métaux lourds. Alopecurus alpinus, Luzula spp., Ditrichum flexicaule, Papaver radicatum et Saxifraga oppositifolia concentraient toutes des métaux lourds dans leurs tissus. Cependant, on n'a pu correctement définir les gradients d'accumulation des métaux lourds en fonction de la distance des sources de contamination par les fluides de forage.

McIlveen et al (1975) ont cité pour le zinc, des taux initiaux de phytotoxicité, égaux à 40 mg/100 g. Même sur les sites contaminés, les taux de zinc extractible se situaient au-dessous de ce chiffre. On pense que les concentrations de zinc du sol ne suffisaient pas pour tuer la végétation de l'Extrême Nord, mais ont sans doute réduit la croissance des plantes. Le zinc est assez proche du manganèse, pour le remplacer physiquement dans les enzymes essentielles, mais pas assez pour le remplacer dans ses fonctions chimiques (Treshow 1970). Le zinc peut réduire la productivité végétale en bloquant l'activité enzymatique, et en provoquant une carence en manganèse.

Chez certaines espèces poussant dans des sols perturbés et contaminés, avoisinant les bassins à boues, ont été notées des accumulations relativement élevées de zinc, à Charles Point G-07 et Cape Fleetwood L-21. Sur ces sites, les gradients d'accumulation du zinc ont été particulièrement bien définis chez Ditrichum flexicaule, Luzula spp. et Saxifraga oppositifolia.

Généralement, le taux d'assimilabilité du plomb par les plantes est inférieur à 1 ppm, mais lorsque la concentration de plomb du sol est élevée, celles-ci peuvent l'emmagasiner. Près de fonderies, on a relevé des concentrations allant de 342 ppm chez le pin à 175 ppm chez le bouleau jaune (Biosystems 1977a).

Cependant, on a constaté que des concentrations de plomb aussi basses que 2 ppm pouvaient bloquer la photosynthèse (Bazzaz et al 1974). Dans les zones contaminées par les fluides de forage, les taux de plomb du sol étaient inférieurs à ces concentrations, et n'avaient probablement que peu d'effet sur la végétation. A Charles Point G-07 et Robert Harbour K-07, en particulier chez Luzula ssp., Saxifraga oppositifolia et Papaver radicatum, on a noté des gradients d'accumulation du plomb, mais les concentrations de ce métal dans les tissus (0 à 0,2 ppm) étaient faibles.

A proximité des bassins, dans les sols contaminés, les concentrations assimilables de cuivre étaient très faibles en chacun des six chantiers de forage; probablement ces concentrations n'avaient-elles aucun effet sur la végétation. Les concentrations de cuivre dans les tissus végétaux étaient négligeables.

On n'a constaté l'accumulation de chrome par les végétaux qu'à Cape Fleetwood, où elle était très marquée chez Alopecurus alpinus, Ditrichum flexicaule et Papaver radicatum. Chez ces espèces, à 85 m du bassin à boues, les fortes concentrations de chrome s'expliquaient par la concentration des produits chimiques de forage dans un ravin naturel. La présence de plantes salines, dont les tissus contenaient des concentrations relativement élevées de chrome, indiquait que cet ion était présent en concentrations inférieures à la limite de phytotoxicité, probablement sous la forme trivalente, non toxique.

Dans les zones contaminées par les fluides de forage, on n'a pas constaté d'effets toxiques du manganèse. Le manganèse devient moins toxique pour la végétation, lorsque l'alcalinité augmente. Lorsque le pH est supérieur à 6,0, même de faibles concentrations ioniques peuvent freiner la croissance des plantes, lorsque le manganèse est oxydé. En certains des sites de forage, un pH du sol supérieur à 6,0 était commun, en particulier dans les secteurs où avaient été répandus des fluides de forage rendus alcalins. Ces sols contaminés par d'autres produits pourraient présenter des carences en manganèse.

C'est à Bent Horn N-72, où le pH du sol était faible (inférieur à 5,5) que l'on a rencontré les plus forts taux de manganèse assimilable. Dans les zones contaminées, la libération de manganèse par les fluides de forage, et leur absorption ultérieure par les végétaux, se traduisait dans les tissus végétaux par des taux de 30 à 180 mg/100 g par rapport à une gamme de valeurs de fond de 5 à 20 mg/100 g au même endroit.

Cependant, l'absence d'effets nocifs quelconques sur la végétation, semblait indiquer que ces concentrations se situaient bien au-dessous de la limite de phytotoxicité. Aulacomnium turgidum (Wahlenb.), Schwaegr., Ditrichum flexicaule, Alopecurus alpinnus et Sphagnum ssp. concentraient toutes du manganèse dans leurs tissus.

Visiblement, les taux de métaux lourds se situaient au-dessous des limites de phytotoxicité chez les espèces échantillonnées; cependant, on ne peut dire s'ils étaient inférieurs aux limites de toxicité pour toute la végétation. Sur chacun des six chantiers de forage, les taux de zinc et de plomb chez les espèces de l'Extrême Nord étaient inférieurs aux concentrations citées pour la végétation de sites naturellement minéralisés du Grand Nord (Jones et al 1976).

Les plantes peuvent résister à la contamination par les métaux lourds de plusieurs façons. Jones et al (1976) ont suggéré que des espèces du Grand Nord telles que Empertrum nigrum L et Cassiope tetragona (L.) D. Don., absorbaient les métaux lourds jusqu'à un certain taux situé au-dessous de la limite de la toxicité, et pas au-delà, en raison de processus d'homéostasie. D'autre part, Epstein (1972) a proposé l'hypothèse suivant laquelle les végétaux tolérants vis-à-vis des métaux lourds, par exemple Ledum palustre L., synthétisent des composés chélateurs, qui forment des complexes chimiques avec les ions métalliques, les rendant ainsi inoffensifs. Il existe probablement un certain nombre de composés de ce genre, chacun plus ou moins capable de fixer un métal toxique déterminé (Jones et al 1976).

6.4 Dommages causés au sol et à la végétation par le passage de véhicules

Le passage de véhicules à chenilles a le plus fortement endommagé les sols dans les zones proches des bassins à boues. Les principaux effets étaient le compactage et la corrasion de la surface du sol sur une épaisseur de 10 cm. Babb et Bliss (1974) ont mentionné des dégâts de ce type. Pendant le remblayage du bassin, en certains endroits, des pelles excavatrices ont décapé la surface du sol. Ce problème était particulièrement sérieux à Bent Horn N-72, où le tapis organique qui recouvrait la surface du sol a été parfois complètement arraché.

Le compactage ou l'enlèvement d'une partie du mollisol réduisent légèrement le pouvoir isolant de celui-ci, et les matériaux englacés du sous-sol peuvent alors fondre, et imprégner d'eau les niveaux supérieurs du sol. Par la suite, la conductivité thermique du sol augmente en surface, et le dégel s'intensifie (Babb et Bliss 1974). Cette sorte d'altération du sol, due au passage de véhicules lourds, explique probablement l'épaississement du mollisol à 45 m en aval du bassin et Bent Horn N-72, et dans un rayon de 20 m à partir des bassins de Charles Point G-07 et Robert Harbour K-0, et à proximité du bassin secondaire de Chads Creek B-64.

Dans les zones de roulage intense, en certains endroits, on a constaté la formation d'ornières de profondeur variable, par exemple à Bent Horn N-72, Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64. Sur les sols riches en matière organique et en glace, comme à Bent Horn N-72, ou sur les sols limono-argileux, comme à Chads Creek B-64, des ornières ont pu très facilement se former. Sur ce dernier site, la perturbation du sol était fortement accrue par le roulage de véhicules à travers la toundra, pendant des périodes de dégel du mollisol.

Le passage de véhicules lourds à chenilles s'est avéré particulièrement néfaste pour les plantes de l'Extrême Nord. Les patins de métal des "chenilles" ont écrasé la végétation et arraché les plantes sur chacun des six chantiers de forage. Les plantes ont aussi été arrachées par les pelles excavatrices pendant le remblayage du bassin et l'enlèvement de la neige. Les dommages causés par les pelles étaient amplifiés par le pouvoir abrasif du sol ou du remblai traînés à la surface du sol.

Les lichens tels que Pseudophebe pubescense (L.) Choisy et Cetraria tilesii Ach. entre autres, et les mousses telles que Aulacomnium turgidum et Plagiomnium medium var. septentrionale (Lindb.) Kop., sont très facilement écrasés, et ont été tués en grand nombre dans les zones de roulage intense. Les plantes supérieures fragiles comprenaient la plupart des espèces de Saxifraga et Potentilla hyparctica Malte. Leur fragilité vient sans doute de ce qu'elles sont en grande partie exposées, tandis que les plantes poussant à partir de méristèmes de base, comme Luzula spp. et Alopecurus alpinus, sont moins facilement écrasées et sont souvent observées dans des zones ayant subi une forte corrasion.

Là où le roulage était relativement léger, les plantes résistantes à l'écrasement ou protégées étaient favorisées. Les espèces telles que Luzula ssp. et Alopecurus alpinus ont le mieux résisté; cependant, un grand nombre d'espèce ont fait preuve d'une certaine résistance à des impacts légers. Par exemple, Saxifraga oppositifolia a été éliminée des zones de roulage intense, mais les tapis qu'elle formait ont survécu à des impacts légers à modérés, et son développement était grandement réduit (Babb et Bliss 1974 ont aussi signalé que Saxifraga oppositifolia résistait aux impacts de roulage). Dans la plupart des cas, un ou deux roulages de véhicules lourds à chenilles semblaient suffire pour tuer au moins 50 p.100 des tiges. Il est possible que les tapis de Saxifraga oppositifolia se régénèrent, à condition que toutes les tiges dressées et les parties souterraines n'aient pas été tuées.

A Bent Horn N-72, la prairie de toundra était la plus sensible au roulage. Sur ce site, en plusieurs endroits, le passage de véhicules lourds à chenilles avaient complètement arraché la couverture végétale, et rejeté sur les côtés la matière organique et les mousses mortes. Les dommages étaient particulièrement sérieux là où le mollisol était saturé en eau. Les dommages dus au passage de véhicules étaient également sérieux à Chads Creek B-64, où, près des bassins, le roulage intense avait éliminé toute végétation. Ces observations concordent avec celles de Babb et Bliss (1974), qui indiquaient que les habitats mésiques de prairie à carex et mousses étaient les zones les plus exposées aux dommages biologiques, en raison de la concentration de leur biomasse et de leur fragilité vis-à-vis des perturbations physiques.

Généralement, les effets du passage des véhicules sur les communautés végétales étaient beaucoup moins apparents sur les sites sableux à couvert végétal rare, tels que Cape Fleetwood L-21, Charles Point G-07 et Robert Harbour K-07. La végétation poussant sur les sols sableux était plus solidement enracinée, et semblait mieux résister à ce type de perturbations. Sur les sites sableux, il ne semblait pas que les plantes aient été arrachées en grand nombre.

6.5 Perturbations du sol et de la végétation par une couverture de sol

Sur le remblai du bassin, à Cape Fleetwood L-21, Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64, des ornières s'étaient formées, après le passage de véhicules; la fonte des neiges avait ensuite provoqué le ruissellement en nappes du remblai le long des pentes. A Cape Fleetwood L-21, le dépôt de matériaux de remblai était particulièrement évident. Le remblai était de couleur plus claire que la surface du sol, et a peut-être retardé le dégel saisonnier, sa surface reflétant davantage le rayonnement solaire incident. De telles variations d'albédo expliquent probablement la diminution de la profondeur du mollisol entre 5 et 45 mètres de distance en aval du bassin de Cape Fleetwood L-21.

A Cape Fleetwood L-21, Robert Harbour K-07 et Chads Creek B-64, on a noté l'enfouissement de la couverture végétale par des matériaux de couverture enlevés au bassin par l'érosion. A Cape Fleetwood L-21, certains secteurs recouverts d'au moins 10 centimètres de remblai ne portaient plus de couverture végétale, et ce type de perturbation physique était la cause essentielle de la disparition des végétaux.

Les végétaux enfouis meurent, parce qu'ils sont écrasés et privés de lumière et d'oxygène. Cependant, ces effets physiques sont temporaires. Les zones recouvertes peuvent être à nouveau colonisées, surtout par regénération des tiges aériennes à partir de rhizomes souterrains. On a observé à Cape Fleetwood L-21 les étapes initiales d'une telle recolonisation du terrain.

Les matériaux de couverture venant du remblai du bassin peuvent avoir des effets chimiques beaucoup plus durables. Sur chacun des six chantiers de forage, le remblai contenait généralement des taux élevés de contaminants issus des fluides de forage, en particulier du sodium et des chlorures. Leur dispersion par les eaux de fonte au printemps risquait donc d'empoisonner la végétation (en particulier les plantes recolonisatrices), tant que les concentrations toxiques n'étaient pas réduites par lessivage du sol ou tout autre processus physique ou chimique.

6.6 Etendue et principales causes des dommages subis par la végétation

Les perturbations peuvent provoquer une réduction de la diversité des communautés (comme on l'a déjà noté dans la présente étude), mais aussi réduire le développement des espèces individuelles. Pour des raisons pratiques, on n'a pu mesurer la part de chaque espèce dans la couverture végétale, la biomasse et la productivité, et par conséquent les données relatives à l'incidence des forages sur les communautés végétales de l'Extrême Nord sont incomplètes. Les observations visuelles semblaient indiquer que dans chacun des sites, les perturbations modifiaient fortement le développement de toutes les espèces, en particulier des espèces couvrant le sol comme Saxifraga oppositifolia.

Les cartes des classes de perturbation des communautés (CD) permettent d'évaluer en gros l'étendue et la gravité globale des dégâts subis par la végétation sur chaque chantier de forage.

Les sites les plus fortement perturbés étaient Bent Horn N-72 et Chads Creek B-64. Sur chacun d'eux, les fluides de forage répandus avaient visiblement causé un certain degré de contamination; cependant, nos résultats indiquent que la toxicité chimique était secondaire par rapport aux effets destructeurs du roulage de véhicules lourds et des activités de construction sur la végétation. A Chads Creek B-64, les problèmes causés par le forage du puits lui-même, ont obligé à construire un bassin supplémentaire (voir French 1978A) et à faire passer des véhicules lourds sur le site, alors que le mollisol était dégelé. Ces travaux de construction supplémentaires ont pratiquement éliminé toute la couverture végétale sur une vaste étendue à proximité des bassins. Le roulage de véhicules à travers la prairie de toundra dégelée de Bent Horn N-72, a provoqué des dommages du même type.

Clairement, on devrait éviter dans la mesure du possible, de construire des bassins supplémentaires, et interdire la circulation de véhicules lourds sur la toundra, lorsque celle-ci est dégelée. De telles restrictions sont particulièrement importantes, lorsque le complexe végétation sol est fragile et facilement dérangé. Dans les sites argileux à couvert végétal abondant (Chads Creek B-64) ou dans une prairie de toundra comportant une couche organique importante (Bent Horn N-72), on ne devrait effectuer de forages que lorsque le mollisol est gelé.

La végétation avait aussi subi des dommages importants à Cape Fleetwood L-21 et Robert Harbour K-07. Sur ces sites, s'était produit une contamination chimique du sol par des fluides de forage, mais la végétation semblait surtout avoir été détruite par une couche de matériaux de couverture. A Cape Fleetwood L-21, l'utilisation de remblai composé de sable fin et l'établissement du bassin au sommet d'une pente raide avaient posé des problèmes de stabilité des matériaux de

couverture. On aurait pu réduire les dommages causés à la végétation en employant des matériaux de remblai plus grossiers et en creusant le bassin sur un terrain plus plat, entre 50 et 80 mètres de distance de son emplacement actuel. La situation est la même pour Robert Harbour K-07. Cependant, dans ce dernier lieu, on a accru les dommages, en plaçant le bassin trop près d'un ravin naturel. L'élargissement de ce ravin par l'érosion dérangera davantage le terrain et la végétation, et pourrait favoriser la fuite de déchets liquides de forage.

C'est à Charles Point G-07 et Apollo C-73 que les dommages causés à la végétation par les activités de forage ont été les plus légers. Il semble que la contamination chimique par les fluides de forage ait été la principale cause des perturbations observées à Charles Point G-07. Les dommages causés par le roulage de véhicules se limitaient principalement à des zones immédiatement adjacentes au bassin à boues de forage, et la végétation située en aval était largement intacte. Les plantes n'avaient pas été recouvertes par les matériaux de couverture, parce que de la pierre broyée et des graviers avaient servi à remblayer le bassin, au lieu de sable fin, facilement emporté par l'érosion. A Apollo C-73, pendant les activités de forage, le terrain a dû être remanié à cause de problèmes de débordement du bassin, exigeant la construction de digues en terre. En 1977, le terrain était encore visiblement très endommagé; cependant, les dégâts subis par la végétation étaient légers, la couverture végétale initiale étant extrêmement rare. La contamination chimique du sol par les fluides de forage et ses effets ultérieurs sur la végétation étaient négligeables en cet endroit.

6.7 Remise en état des sites perturbés

Dans une optique esthétique et écologique, on doit aider la végétation à repeupler les secteurs endommagés. Sur les chantiers de forage, la destruction de la végétation et autres dérangements du terrain enlaidissent le paysage, et, dans le pire des cas, peuvent priver les herbivores de nourriture. Dans une certaine mesure, on peut prétendre que l'incidence des activités de forage dans l'Extrême Nord est très faible à l'échelle régionale. Cependant, à l'échelle locale, la destruction de la couverture végétale constitue un dérangement certain de l'environnement arctique.

Il existe peu de sites où la recolonisation du terrain par les végétaux ait atteint un degré appréciable puisque dans l'Extrême Nord, la majorité des forages ont été effectués ces six ou sept dernières années. C'est une période très courte pour une région où la croissance des végétaux est très lente. Cependant, malgré le peu de temps écoulé, on a observé sur chacun des six chantiers de forage visités, un début de recolonisation par les plantes.

A Bent Horn N-72, dans les zones perturbées, on a observé une régénération des mousses telles que Pogonatum alpinum var. septentrionale et Ditrichum flexicaule, mais on n'a pu déterminer la vitesse de ce processus. Sur ce site, la prairie de toundra humide semblait se prêter le mieux à la régénération des mousses. Mais des zones de ce type sont rares dans l'Extrême Nord.

On a souvent rencontré la mousse Ditrichum flexicaule dans les zones fortement perturbées, sur des sites secs tels que Charles Point G-07 et Robert Harbour K-07. Sur les bords de la plupart des zones dénudées, l'absence de coussins de mousses suggérait que la recolonisation par les mousses était faible. Il semble que les plantes de Ditrichum flexicaule aient repoussé à partir de vestiges des colonies originales. En général, les mousses apparaissent rapidement dans les microsites favorables (Babb et Bliss 1974); là où les plantes vasculaires les protègent du vent et de la dessication, elles se multiplient en même temps que ces espèces de plus grande taille. Il semble que les mousses et les plantes supérieures puissent coexister d'une manière bénéfique pour les unes et les autres. On a constaté que la plupart des jeunes plantes de végétaux supérieurs poussaient entre des rameaux de mousses; ceux-ci les protégeaient de la même façon que les plantes supérieures adultes protégeaient les mousses.

A l'exception de Thamnolia subuliformis et quelques plantes de Cetraria spp., les lichens étaient totalement absents des zones les plus fortement perturbées. Les lichens poussent très lentement, et l'on n'a observé aucun signe de recolonisation du terrain par ceux-ci.

En aucun des sites, on a noté de recolonisation notable du terrain par des espèces rhizomateuses, à partir de peuplements avoisinants. Par suite de l'érosion des sols perturbés, les petites quantités de matière organique présentes dans les horizons superficiels avaient disparu, ne laissant que du sable (Cape Fleetwood L-21, Robert Harbour K-07), du sable et des graviers fins (Charles Point G-07), des graviers grossiers et de l'argile (Apollo C-73), ou de l'argile (Chads Creek B-64). Aucun de ces types de sol ne semblait particulièrement favoriser la croissance de rhizomes. A Bent Horn N-72, même aux endroits où la couverture organique était encore intacte, la propagation des rhizomes était négligeable, et il est probable que pour favoriser le tallage des espèces rhizomateuses de l'Extrême Nord (Kershaw 1962), il est nécessaire d'introduire un stimulus, intrinsèque ou extrinsèque, lié au milieu. Il semble qu'un stimulus ait manqué sur chacun des six chantiers de forage. Le tallage a peut-être aussi été empêché par la contamination chimique du sol, causée par le déversement de fluides de forage.

Tandis que les perturbations physiques tuent les parties aériennes des plantes, les rhizomes souterrains restent souvent intacts. La repousse des parties aériennes d'espèces telles que Alopecurus alpinus et Luzula spp., observée dans des zones perturbées, s'effectue principalement à partir des rhizomes déjà présents dans le sol. Ce processus de repousse des plantes était particulièrement important sur les sites perturbés ayant reçu des matériaux de couverture, par exemple Cape Fleetwood L-21.

Sur les zones dénudées de chacun des six chantiers de forage, il semble que les espèces stolonifères aient le mieux recolonisé le terrain, par exemple Alopecurus alpinus et Luzula spp., de même que les espèces produisant un grand nombre de graines ou de bulbilles, par exemple Papaver radicatum, Saxifraga rivularis, Oxyria digyna et Stellaria monantha. Les plantes à croissance lente, formant un tapis, comme Saxifraga oppositifolia, n'était pas visibles, là où le terrain avait été fortement dérangé. Babb et Bliss (1974), ont indiqué que des plantes vivaces ligneuses et semi-ligneuses à croissance lente, telles que Salix arctica, Dryas integrifolia Saxifraga oppositifolia n'apparaissaient que longtemps après l'invasion du terrain par des végétaux plus efficaces, produisant des graines en grand nombre. La croissance des espèces semi-ligneuses de l'Extrême Nord ne se laisse mesurer qu'en millimètres par année. La repousse jusqu'à maturité peut prendre un grand nombre d'années (probablement plus de dix ans).

Les données que nous avons obtenues ne nous permettent pas de formuler des généralisations sur l'adaptabilité particulière des "espèces colonisatrices" des sites de l'Extrême Nord. Comme les plantes colonisatrices qui envahissent le terrain ont très peu d'effet global sur l'habitat, les processus autogènes favorisant le développement d'une communauté sériale ne semblent pas importants (Babb et Bliss 1974). La repousse observée dans les zones perturbées était tout simplement une question de simple régénération simultanée des espèces indigènes présentes.

Dans certaines circonstances, certaines espèces peuvent être favorisées par le dérangement du terrain. Ces "hémérophiles" (Kuc 1972) deviennent plus vigoureuses et assument une importance écologique plus grande dans les communautés perturbées que dans les communautés intactes parvenues à maturité. Dans les zones de l'Extrême Nord à faible couvert végétal, où les effets de concurrence inter-spécifique sont très faibles, il peut y avoir développement de plantes hémérophiles, les perturbations rendant temporairement l'habitat plus favorable à la croissance des plantes en général. Les espèces végétales pourvues de facultés d'adaptation spéciales peuvent devenir dominantes dans des situations de ce genre. L'avantage est finalement perdu, lorsque le site revient à son état initial, et se repeuple lentement d'espèces possédant de faibles facultés d'adaptation, mais une importante capacité de survie.

Divers types de perturbations peuvent favoriser la croissance des plantes. La fertilisation du sol par des fluides de forage dilués par l'eau, entre peut-être dans cette catégorie. Parmi les perturbations communes de ce type, citons le dépôt de cendres issues de l'incinération de déchets (Babb et Bliss 1974). Une corrasion légère de la surface peut éliminer les croûtes salines des surfaces sèches, ce qui favorise certaines espèces (Beschel 1963).

De nombreuses espèces se comportent comme des hémérophiles dans des situations appropriées (Babb et Bliss 1974); cependant, un petit nombre d'entre elles présentent des caractéristiques de croissance exceptionnelles dans certains milieux perturbés de l'Extrême Nord. Les espèces hémérophiles obeervées sur la plupart des chantiers de forage étaient en particulier Alopecurus alpinus, Luzula spp. et Oxyria digyna. On a souvent mentionné Alopecurus alpinus comme étant hémérophile (Beschel 1963, Porsild 1954, Kuc 1972, Babb e Bliss 1974). Un remplacement rapide des racines (de une à quatre années) pourrait être la principale raison pour laquelle cette espèce réussit à recoloniser les zones endommagées (Addison et Bell 1976).

Babb et Bliss (1974) ont cité Alopecurus alpinus comme étant une espèce capable de remettre artificiellement en état, les sites dont le sol doit être stabilisé ou la couche organique reconstituée. Cette plante était sans doute l'espèce hémérophile réussissant le mieux sur chacun des six chantiers de forage, mais en raison de la lenteur de sa croissance et de sa repousse dans l'Extrême Nord, il serait probablement peu pratique de l'utiliser pour la restauration artificielle du terrain. Les techniques de restauration des sites devraient surtout être basées sur l'établissement de microsites favorables à une recolonisation naturelle. Une méthode très valable serait de rendre la surface des matériaux de remblai plus rugueuse, de façon à offrir un abri aux plantes recolonisatrices.

7 RÉFÉRENCES

Addison, P.A. and K.L. Bell. 1976. Plant Growth in relation to surface disturbances, King Christian Island. ALUR 75-76-73, Indian and Northern Affairs, Ottawa. 24p.

Babb, T.A. and L.C. Bliss. 1974. Effects of physical disturbance on arctic vegetation in the Queen Elizabeth Islands. J. Appl. Ecol. 11, 549-562.

Bazzaz, F.A., Carlson , R.W. and G.L. Rolfe. 1974. The effect of heavy metals on plants: Part I. Inhibition of gas exchange in sunflower by Pb, Cd, Ni and Tl. Environ. Pollut. 7, 241-246.

Beak Consultants Ltd. 1974a. Disposal of waste drilling fluids in the Canadian Arctic. Report G 6006.

----------. 1974b. On-site drilling fluid monitoring and waste treatment testing. Report September, 1974.

Beschel, R.E. 1963. Observations of the time factor in interactions of permafrost and vegetation. Proc. 1st Can. Conf. on Permafrost, National Resources Council of Canada, Ottawa, 43-56.

Biosystems. 1974. Sodium criteria for developing drinking water standards. Biosystems, Environmental Consultants, Guelph. Report to Department of National Health and Welfare, Ottawa. 43p.

----------. 1977a. Lead criteria for developing drinking water standards. Biosystems, Environmental Consultants, Guelph. Report to Department of National Health and Welfare, Ottawa. 123p.

----------. 1977b. Barium criteria for developing drinking water standards. Biosystems, Environmental Consultants, Guelph. Report to Department of National Health and Welfare, Ottawa. 62p.

Bohun, D. 1974. Long term effects of mud sump toxicity on vegetation. Indian and Northern Affairs, Ottawa. June 7 Report.

Bryant, W.J., Goldburn, J. and S.E. Hrudey. 1974. Water pollution aspects from waste drilling mud disposal in Canada's Arctic. Industry/Government Report.

Bryant, W.J. and S.E. Hrudey. 1976. Water pollution characteristics of drilling wastes from land based exploratory northern drilling operations. Report to the industry-government working group "A" on the disposal of waste drilling fluids in the Canadian Arctic. Environmental Protection Service, Northwest Region, Environment Canada.

Bryant, W.J. et al. 1976. Summary of industry-government research on pollution from drilling wastes. Report by industry-government working group "A" on the disposal of waste drilling fluids in the Canadian Arctic. Environmental Protection Service, Northwest Region, Environment Canada.

Dewey, D.R. 1960. Salt tolerance of 25 strains of Agropyros. Agron. J. 52, 631-634.

Epstein, E. 1972. Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives. John Wiley and Sons Inc., Toronto. 412p.

Edwards, I.K. and R.A. Blauel. 1975. Some effects of salt water spills on forested land. In Proc. of Conference on the Environmental Effects of Oil/and Salt Water Spills on Land. Alberta Environment Research Secretariat, Edmonton. 327p.

French, H.M. 1976. Terrain sensitivity mapping and terrain disturbance studies, Banks Island, N.W.T. ALUR 0SU5-0008, India.. and Northern Affairs, Ottawa. 99p.

French, H.M. 1978a. Sump studies I: Terrain disturbances. Environmental Studies No. 6. ALUR, Indian and Northern Affairs, Ottawa. 52p.

----------. 1978b. Terrain and environmental problems of Canadian Arctic oil and gas exploration. Musk-Ox, 21, 11-17.

French, H.M. and M.W. Smith. 1979. Sump studies II: Geothermal disturbances in permafrost terrain adjacent to Arctic Oil and Gas Wellsites. Environmental Studies No. 14, ALUR, Indian and Northern Affairs, Ottawa. 61p.

Gauch, H.G. 1977. Ordiflex -- A flexible computer program for four ordination techniques: weighted averages, polar ordination, principal components analysis, and reciprocal averaging, Release B. Cornell University, Ithaca, New York. 185p.

Hill, M.O. 1973. Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. J. Ecol. 61, 237-249.

Hrudey, S.E., Michalchuk, J. and J.D. McMullen. 1976. A preliminary assessment of water pollution from abandoned oil and gas drilling sumps in the N.W.T. Report to the industry-government working group "A" on the disposal of waste/drilling fluids in the Canadian Arctic. Environmental Protection Service, Northwest Region, Environment Canada. 42p.

Jones, D.M., Shilts, W.W. and R.W. Weir. 1976. Heavy metal content of tundra plant species. Geol. Surv. Can. Rep. of Activities, Paper 76-1B, 273-279.

Kadmon, A. 1976. The uptake and accumulation of chloride in avocado leaves and the tolerance of avocado seedlings under saline conditions. Proc. Amer. Soc. Hort. Sci. 83, 280-286.

Kaho, H. 1926, Uber den Einfluss der Temperatur auf die koagulierende Wirkung einiger alkalisalze auf des pflanzenplasma. VII Biochem. Z. 167, 182-194.

Kershaw, K.A. 1962. Quantitative ecological studies from Landmannahellir, Iceland. II. The rhizome behaviour of Carex bigelowii and Calamagrostis neglacta. J. Ecol. 50, 171-179.

Kuc, M. 1972. The response of tundra plants to anthropogenic habitats in the High Arctic. Geol. Surv. Can. Rep. of Activities, Paper 72-1, Part B, 105-113.

La Haye, P.A. and E. Epstein. 1969. Salt toleration by plants. Enhancement with calcium. Science 166, 395-396.

Levitt, J. 1970. Responses of plants to environmental stresses. Academic Press, New York.

Lindner, R.C. and C.P. Hartley. 1942. A rapid method for the determination of nitrogen in plant tissue. Science 96, 565-566.

McIlveen, W.D., Spotts, R.A. and D.D. Davis. 1975. The influence of soil zinc on nodulation, mycorrhizae, and ozone-sensitivity of pinto bean. Phytopathology 65, 647-648.

Page, J.B. and L.D. Baver. 1939. Ionic size in relation to fixation of cations by colloidal clay. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 4, 150-155.

Perkin-Elmer Corp. 1971. Analytical methods for atomic absorption spectrophotometry. Perkin-Elmer Corp., Norwalk, C.T.

Polunin, N. 1960. Introductions to Plant Geography. McGraw-Hill London.

Porsild, A.E. 1964. Illustrated Flora of the Canadian Arctic Archipelago. Bull. Nat. Mus. Can. No. 146, Queen's Printer, Ottawa.

Strogonov, B.P. 1964. Physiological Basis of Salt Tolerance of Plants. Acad. Sci., USSR, Davey & Co., New York.

Taylor, S.A. 1965. Soil water movement in vapour and liquid phases. Int. Symp. on the Methodology of Plant Eco-Physiology. UNESCO Arid Zone Research, Montpellier.

Technicon Instruments Corp. 1976. Chloride in water and wastewater. Technicon Industrial Method No. 99-70W/B, Technicon Industrial Systems, Tarrytown, New York.

Tedrow, J.C.F. 1966. Polar desert soils. Proc. Soil Soc. Am. 30, 381-387.

_____. 1968. Pedogenic gradients of the polar regions. J. Soil Sci. 19, 197-204.

Treshow, M. 1970. Environment and Plant Response, McGraw-Hill Book Company, New York. 422p.